



UNIVERSITAT^{DE}
BARCELONA

La restauració fluvial a Catalunya: Desenvolupament de protocols d'avaluació

River restoration in Catalonia:
assessment protocols development

Laura Puértolas i Doménech



Aquesta tesi doctoral està subjecta a la llicència **Reconeixement 3.0. Espanya de Creative Commons.**

Esta tesis doctoral está sujeta a la licencia **Reconocimiento 3.0. España de Creative Commons.**

This doctoral thesis is licensed under the **Creative Commons Attribution 3.0. Spain License.**



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

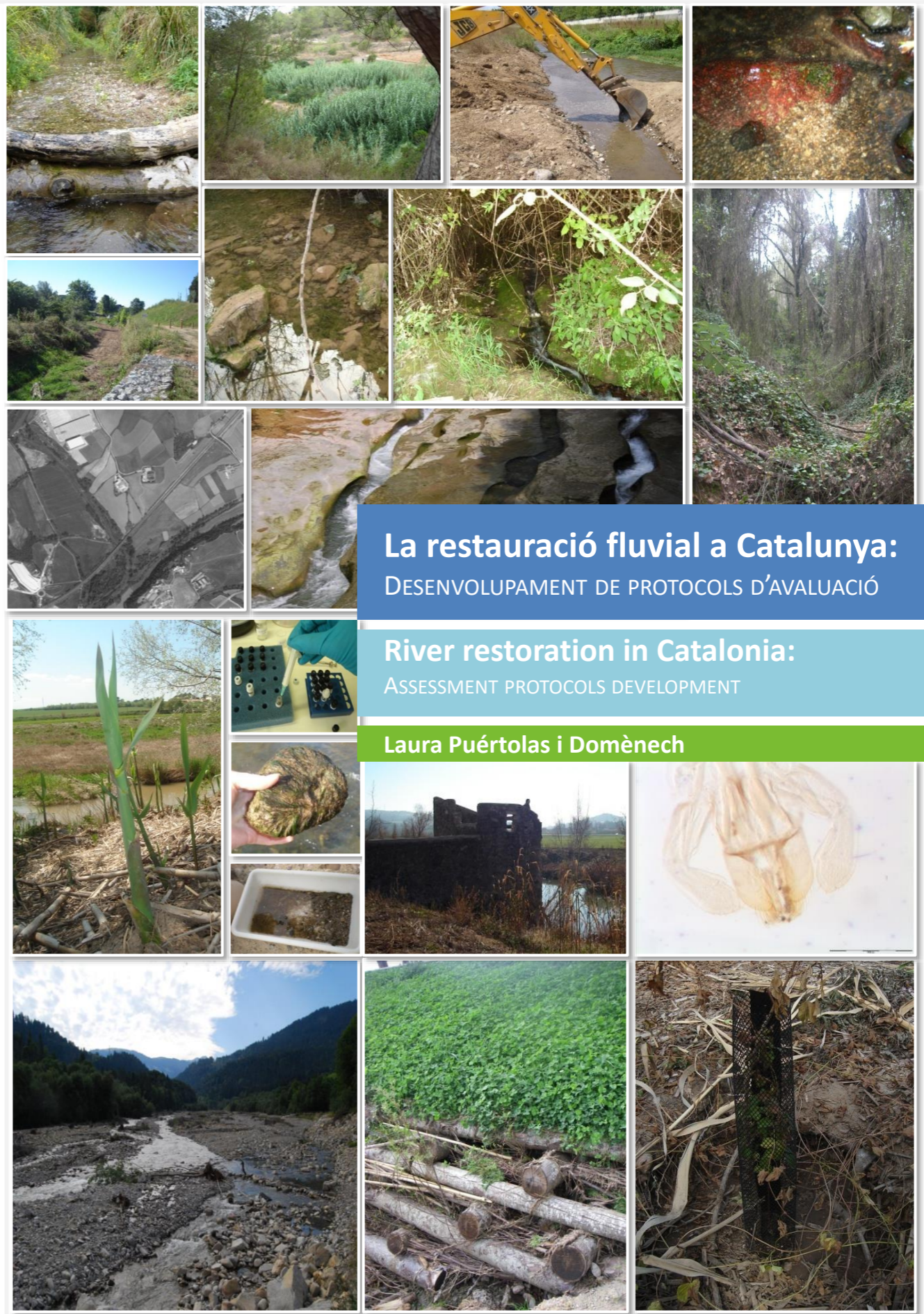
**LA RESTAURACIÓ FLUVIAL A CATALUNYA:
DESENVOLUPAMENT DE PROTOCOLS D'AVALUACIÓ**

Laura Puértolas i Domènech



Laura Puértolas i Domènech

La restauració fluvial a Catalunya: DESENVOLUPAMENT DE PROTOCOLS D'AVALUACIÓ



La restauració fluvial a Catalunya:
DESENVOLUPAMENT DE PROTOCOLS D'AVALUACIÓ

River restoration in Catalonia:
ASSESSMENT PROTOCOLS DEVELOPMENT

Laura Puértolas i Domènech



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

**LA RESTAURACIÓ FLUVIAL A CATALUNYA:
DESENVOLUPAMENT DE PROTOCOLS D'AVALUACIÓ**

Laura Puértolas i Domènech

Laura Puértolas Domènech. La Restauració fluvial a Catalunya:

Desenvolupament de protocols d'avaluació. Tesi doctoral.

Universitat de Barcelona, Barcelona.

Portada: Composició d'imatges de l'autora sobre activitats relacionades amb els projectes de restauració i la recerca efectuada en el marc de la present tesi.

TESI DOCTORAL



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

Universitat de Barcelona
Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals
Programa de Doctorat d'Ecologia, Ciències Ambientals i Fisiologia Vegetal

**La restauració fluvial a Catalunya:
Desenvolupament de protocols d'avaluació**

**River restoration in Catalonia:
Assessment protocols development**

Memòria presentada per na Laura Puértolas i Domènech per a optar al títol de Doctora
per la Universitat de Barcelona

Laura Puértolas i Domènech
Barcelona, setembre del 2016

Aprovació del director de la tesi doctoral:

Dr. Narcís Prat i Fornells
Catedràtic d'Ecologia
Universitat de Barcelona

A en Joan i a n'Eulàlia (*et al.*),
als incondicionals de casa,
als d'ara i als de sempre,
als amics i companys de travessa,
perquè sou els meus referents,
i tots vosaltres ho heu fet possible.

“Ecology for life”

Flors de baladre en un torrent
per on no passa mai sa gent,
amb poca cosa en tenen prou
per treure un altre color nou.

Flors de baladre en un torrent
tenen el cor de sol i vent,
viuen només d'alló que cau:
aigua de núvol i cel blau.

Creuen que tenen un gran riu
quan fa un ruixim de mig estiu,
i es deixen dur torrent avall
com ses al·lotes cap un ball.

I ses que queden, quan no plou,
obrin es *uis* per veure el sol;
i dos teulats que tenen set
en es cocons fan un glopet.

Flors de baladre en un torrent
no es venen per deu ni per cent.

Isidor Marí

Agraïments

Aquestes són les darreres pàgines que escric de la tesi, aquest llarg i extraordinari viatge que no hauria estat possible sense el suport de moltes persones. Per a mi, sens dubte, aquest també és l'apartat més rellevant, ja que em permet parlar de vosaltres i dedicar-vos tot allò que hem aconseguit junts. Aviso al lector de que espero que “compartir” sigui la paraula més repetida.

Doctorar-me és l'assoliment d'una fita en un camí que va començar de ben petita, quan a casa i a l'escola em van fer veure les enormes possibilitats de mirar el món amb ulls curiosos. Voldria agrair a molts dels meus mestres i professors haver compartit la seva passió per diversos àmbits del coneixement (Carles, Loles, Maribel, Rosa M^a Bisbal, Mónica Planas, etc.), des del parvulari fins a l'Insitut, així com a la Marisa Ibáñez i la Montse Cámara de la Biblioteca Pública de Cunit (un oasi ple d'històries!). Moltes mans amigues m'han acompanyat també en aquests anys, però una de les que més he apretat quan em calia és la de la Cristina Espuña.

Ja a la Universitat de Barcelona vull agrair la dedicació de l'excel·lent professorat que participava en el repte que suposava la primera promoció de Ciències Ambientals (com ara en Quico Sabater, que feia miracles per quadrar els horaris com a cap d'estudis, o d'altres magnífics professors que em van descobrir com d'escàs és el temps i com d'interessant la ciència (Joandomènec Ros, Mercè Durfort, Joan Jofre, Jordi Roca, Carles Fité i un llarg etcètera)). Aquesta va ser per a mi una etapa inoblidable de superació i d'aprenentatge, juntament amb els meus companys i companyes de classe (especialment la Glòrie Mujal). Recordo i agraeixo l'orientació de la Pilar López i d'en Ramón Vallejo quan em plantejava fer els cursos de doctorat. També vull recordar en Ramón Margalef i molts d'altres gegants que fan possible l'avenç de la ciència i que són un exemple per a tots en molts sentits.

Agraeixo la confiança d'en Narcís Prat en permetre'm fer una tesi aplicada sobre un tema emergent. També als membres del Grup de Recerca FEM (*Freshwater Ecology and Management*), amb els que he descobert tot el que pots trobar-te quan aixeques una pedra al riu (Maria Rieradevall, Cesc Múrria, Tura Puntí, Núria Bonada, Mireia Vila, Irima Verkaik, Raúl Acosta, Blanca Ríos, Miguel Cañedo-Argüelles, Pau Fortuño, Christian Villamarín, Isabelle Perrée, Pablo Rodríguez, etc.). També a la resta d'investigadors del Departament d'Ecologia, amb els que vam compartir molts bons moments i vam col·laborar sempre que ens feia falta

(Salva Pueyo, Júlio López-Doval, Biel Obrador, Jaime Ordóñez, Isis Sanpera, Oriol Mascaró, Gemma Vila, Carles Guallar, i novament un llarg etcètera). També a la Pilar Rubio, la Regina Roca i la Lourdes Berdié dels Serveis Científicotècnics de la Universitat de Barcelona.

Durant les estades de recerca a França i a Suïssa he descobert noves maneres de fer les coses, el caliu de l'acolliment i nous horitzons que han contribuït a millorar aquesta recerca. I warmly thank Prof. Hervé Piégay and ENS team in Lyon (Elise, Marylise, Adrien, etc.) and Prof. Armin Peter and EAWAG team in Kastanienbaum (Denise, Christine, Christian, etc.).

Vull fer constar el meu agraïment a l'ACA per la col·laboració establerta, especialment durant la meva etapa inicial de recerca. En aquest sentit, aquesta tesi no hauria estat possible sense que moltes empreses i entitats compartissin els seus projectes de recuperació dels espais fluvials. A tots els que seguïu cada dia promovent i impulsant la millora dels ecosistemes i particularment dels espais fluvials us dono les gràcies per fer possible el canvi. Igualment, en la meva etapa professional, agraeixo l'experiència compartida amb tot l'equip del Departament de Planificació del Medi Físic de l'Agència Catalana de l'Aigua.

Acabar la Universitat per tornar a l'Institut, on ha conclòs aquest periple. Valors, lideratge, empatia, cooperació, pragmatisme, confiança...aquestes i moltes altres coses han estat decisives perquè avui pogueu llegir aquestes pàgines. Gràcies a en Daniel Ortiz, a la Marta Bellera, l'Àngela Arce, la Sílvia Rodrigo, en Pau Ajenjo i l'Aleix Vidal, entre altres, per fer de facilitadors del que semblava impossible.

I parlant d'impossibles! Una altra persona decisiva ha estat aquella capaç de fixar-se en els petits senyals, per a la qual rendir-se no és una opció, i que ha estat el meu peu esquerre en aquesta travessa. Mil gràcies Elena Muntán, l'Elena de les Allaus, per la teva perseverança i per ser com ets, una naturalista i una gran persona. El procés és també un resultat i el que hem aconseguit juntes té un enorme valor. Gràcies per compartir-l'ho amb mi.

Arriba el torn de la Dra. Maria Morante Moret (i en Jaume), a la qual agraeixo enormement el seu entusiasme, la seva amistat i el seu suport per haver-me ajudat a arribar fins aquí. Mia, ets una gran científica i molt millor persona. També ho vull agrair a na Laia i na Griselda Encinas, per haver estat allà i haver parlat de la tesi amb optimisme quan calia fer-ho. La Irene Encorrada, la

Montse Balaguer i en Toni Aguilar també m'han donat el seu suport interior i exterior, (fins i tot diria estructural!) en tota aquesta etapa.

Finalment, el meu agraïment de tot cor a la meva família, als meus incondicionals i també als meus més grans referents. Als meus pares, que sempre han cregut en mi, que mai han deixat de lluitar perquè fos feliç ni d'ajudar-me sempre que ho he necessitat. Gràcies per ser com sou, exemplars. A la iaia Conxita (aquesta tesi val el seu pes en fricandó!), al Jaume, als meus padrins Tamen i Pau i a la seva família.

Als de sempre, avis, besavis, tia Montse i a sa meua sogra Eulària, que m'ha donat el que més m'estimo. Joan, han passat 11 anys des d'aquella defensa de projecte de fi de carrera d'Ambientals i si Déu ho vol estic en ses confiances que ara vendran es mellors ☺ Aquesta és la primera tesi del nostre equip! Gràcies per haver compartit dies de mostreig, per haver-te enfangat les mans i els peus al Llobregat, per haver segat canyes i aguantat estoicament històries de macroinvertebrats. Tu vas deixar la teva tesi en segon pla perquè jo pugués acabar la meua i estic convençuda de que aconseguiràs tot allò que et proposis. T'ho mereixes! Gràcies per compartir la vida amb mi. Tim ☺ I finalment, li agraeixo a la vida el que ens fa pensar en el futur, n'Eulària (*et al.*), *súmmum* de la felicitat, rialles i abraçades, que fan que tot l'esforç que fem cada dia valgui la pena i que tots plegats ens haguem d'esforçar per a deixar-vos un futur millor.

Voler l'impossible ens cal! Que no s'acabi mai la curiositat dels vostres ulls!

La doctoranda ha gaudit d'una beca contracte de Formació del Professorat Universitari (FPU) del *Ministerio de Educación y Ciencia*, amb referència AP-2005-1858. També se li han concedit dues beques per a estades breus de recerca, desenvolupades amb:

- Prof. H. Piégay, *Centre National de la Recherche Scientifique* (CNRS), UMR 5600, *l'École Normale Supérieure* (ENS), Lyon (France).
- Prof. A. Peter, *Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology* (EAWAG, *Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz*), Kastanienbaum (Schweiz).

Llista de figures

Figura 1: Principals elements en la zonació ambiental dels espais fluvials (Riera Gavarresa, Artés).	4
Figura 2: Espai fluvial degradat per l'activitat humana, tant des d'un punt de vista estructural com funcional (Riu Llobregat, Montcada i Reixac).	6
Figura 3: Platges de còdols i important activitat erosiva a l'espai fluvial d'un riu amb morfologia trenada en condicions prístines (Riu Sense, Suïssa).	12
Figura 4: Indicadors fisicoquímics que afecten als indicadors biològics segons la DMA sobre una imatge d'aparells mesurant alguns dels paràmetres generals (Riera Gavarresa, Avinyó).	14
Figura 5: Marc conceptual de la restauració dels espais fluvials considerat a la present tesi, incorporant la triple vessant ambiental, social i econòmica.	16
Figura 6: Diagrama on es representa el desenvolupament natural dels ecosistemes i les diverses alternatives en restauració (adaptat de Bradshaw, 1995).	18
Figura 7: Components de l'èxit dels projectes de recuperació fluvial, on tant l'èxit executiu com l'èxit global s'analitzen des d'un punt de vista ambiental (AMB) i socioeconòmic (SOC).	24
Figura 8: Esquema general del procés metodològic de la recerca presentada en aquest capítol.	32
Figura 9: Esquema conceptual dels apartats d'un projecte de restauració fluvial i de les relacions entre ells, considerant les vessants ambiental, social i econòmica.	35
Figura 10: Esquema resum dels apartats del protocol. Els que formen part de la Fitxa Bàsica tenen la puntuació màxima indicada a la columna corresponent als dos subapartats que inclouen.	36
Figura 11: Subapartats de l'avaluació de la Diagnosi. Les puntuacions indicades corresponen al màxim.	38

Figura 12: A dalt, subdivisions dels subapartats de la diagnosi de la qualitat biològica i a baix fitxa de detall del nivell d'esforç utilitzant els macroinvertebrats com a indicadors, on s'indiquen els apartats de revisió bibliogràfica i de treball de camp39

Figura 13: Vista de la pantalla de l'aplicació (a dalt) i detall del resum de puntuacions (a baix).43

Figura 14: Esquema general del procés metodològic de la recerca presentada en aquest capítol. Cal notar que el moment en que es va efectuar la cerca i incorporació dels projectes a la base de dades de la tesi (entre 2007 i 2015) és diferent del seu moment de redacció (entre 1999 i 2011*).50

Figura 15: Nomenclatura dels projectes consultats (n=40) entre els que destaca l'ús del terme "restauració".....55

Figura 16: Sèrie temporal dels projectes analitzats (n=40) segons el moment en el qual es van redactar, indicant-se els projectes per any i el total acumulat.56

Figura 17: Repartiment dels projectes per conques hidrogràfiques (n=40).58

Figura 18: Ordre de magnitud dels pressupostos executius dels projectes consultats, on M€ són milions d'euros.59

Figura 19: Representació de les puntuacions totals ambientals i socioeconòmiques en ordre decreixent obtingudes al protocol APR (incloent Diagnosi, Objectius, Actuacions i Seguiment, amb un màxim de 800 punts) per als projectes analitzats (n=40). La línia representa el pressupost executiu dels projectes (en milions d'euros).....65

Figura 20: Study site in the Llobregat and Gavarresa junction in Catalonia (NE, Spain). Boxes are sampling sites: L1, L2 and G. Piezometer stations in spots from P1 to P4, two located upstream of the water treatment plant (WTP) pipe and two downstream. ...77

Figura 21: Sampling scheme diagram. Months of sampling periods, time 1–6, and the exact days of sampling in June are depicted (A). Gray boxes indicate the sampling periods used for macroinvertebrates, glyphosate analyses, Hydropsyche samples and Daphnia magna transplants (B). J, F, M, A, M and J are January, February, March, April, May and June, respectively.79

Figura 22: Discharge evolution on the study sites between January and June 2007. The black arrow indicates herbicide treatment.	86
Figura 23: Evolution of the macroinvertebrate abundance during the sampling period. The black arrow indicates the beginning of herbicide treatment.	88
Figura 24: Mean proportion of the most common macroinvertebrate taxa at the study sites from January to June 2007.	89
Figura 25: Results of the iMMi-T index for macroinvertebrate samples at the study sites from January to June 2007 (quality levels of iMMi-T index in gray). The black arrow indicates herbicide treatment.	90
Figura 26: Hydropsyche biomarker responses across sites (L1, L2, G) and samplings (time 3 and 5). Biomarkers units are nmol/min/mg protein for GST, GPX, GR, CbE, ChE; mmol/ min/mg protein for LDH; nmol/g ww for GSH; nmol MDA eq/g ww for LPO and mg DNA/g ww for DNA breaks. Different letters denoted significant differences following ANOVA and post-hoc tests. Error bars are SE.	90
Figura 27: Etapes proposades en l'elaboració de plans de seguiment dels projectes de restauració fluvial.	100
Figura 28: Evolució d'un paràmetre indicador exemple (índex QBR) en un projecte amb seguiment de nivell 1 (dalt a l'esquerra), 2 (dalt a la dreta), 3 (a baix a l'esquerra) i 4 (a baix a la dreta). La línia taronja assenyala el moment d'inici del projecte.	120

Llista de taules

Taula 1: Rangs de valoració dels apartats del protocol APR, on s'indiquen els valors per a cada nivell i el seu color representatiu.....	42
Taula 2: Llistat dels títols dels 40 projectes de la mostra i codificació emprada.	54
Taula 3: Puntuacions dels projectes analitzats amb el protocol APR per als apartats de Diagnosi, Objectius, Actuacions i Seguiment, des de la vessant ambiental (A) i socioeconòmica (S), amb una puntuació total màxima de 800 punts possibles. L'escala de color de les puntuacions correspon als nivells de qualitat definits al protocol APR (Capítol 1), indicant el vermell la pitjor qualitat, seguit del groc, el verd i el blau per a la màxima qualitat. Els rangs no són iguals per a tots els apartats.....	62
Taula 4: Ràtios obtinguts entre les puntuacions dels apartats successius del protocol, per a la vessant ambiental i la socioeconòmica. Es considera coherent quan la puntuació del quocient està assenyalada en verd a la taula (rang 0.7-1.3). La notació X/0 indica que el divisor és zero i no pot calcular-se el quocient.	67
Taula 5: Mean chemical composition (\pm SE) of river water on study sites during the sampling period (n=5).....	85
Taula 6: Glyphosate (mean concentration with standard error) and AMPA for study sites.....	87
Taula 7: Proportional <i>Daphnia magna</i> response values (MEAN and SE) relative to lab controls across sites and deployments. Different letters indicate significant differences following ANOVA and Tuckey's post-hoc tests. Absolute mean values of lab controls were, Feed: 5.35–6.13105 cells/ind h, GST: 428–380 nmol/min/mg protein, CbE: 254–322 nmol/min/mg protein, CAT: 0.41–0.37 mmol/min/mg protein, ChE 2.44–5.48 nmol/min/mg protein.....	90
Taula 8: Two way ANOVA results for <i>Daphnia magna</i> and <i>Hydropsyche</i> responses across sites and deployments or sampling periods (time). Only F coefficients, degrees of freedom (df) and probability levels (P) are shown.....	92

Taula 9: Objectius tipus dels projectes de restauració fluvial, classificats en els tipus següents: Integritat biològica de la vegetació (IB-veg), Integritat biològica de la fauna (IB-fau), Integritat Hidrogeomorfològica apartat hidrologia (IH-hidrol), Integritat Hidrogeomorfològica apartat llera (IH-Llera), Integritat Hidrogeomorfològica apartat ribera (IH-Ribera), Integritat fisicoquímica, (IFQ) Valor Paisatgístic apartat de gestió (VP-Gestió), Valor Paisatgístic apartat de paisatge (VP-Paisat), Educació Ambiental (Edu-Amb) i Activitats de Lleure (Act-Lleu). Els codis també es deriven d'aquesta nomenclatura.	101
Taula 10: Els cinc nivells d'esforç en l'avaluació proposats i el grau de confiança que suposen (modificat de Rutherford et al. 2000).	103
Taula 11: Els quatre nivells d'esforç en l'avaluació proposats, on M_PRE vol dir mostreig previ i M_POST mostreig posterior als treballs de rehabilitació fluvial.	105
Taula 12: Indicadors proposats per a l'avaluació de les actuacions. Les actuacions estan agrupades en els mateixos tipus emprats en la Taula 9 per als objectius. Els codis dels objectius corresponen també a la codificació establerta a la Taula 9. A la columna de la dreta "Fitxa" apareix el codi de la fitxa del present protocol on es desenvolupa cadascun dels indicadors. La Classe indica el moment de mostreig amb les lletres gregues alfa (α) i omega (ω).	108
Taula 13: Indicadors proposats per a l'avaluació de l'èxit global. Els indicadors estan agrupats en tipus segons si fan referència a diversos elements de la vesant ambiental o socioeconòmica. A la columna de la dreta "Fitxa" apareix el codi de la fitxa del present protocol on es desenvolupa cadascun dels indicadors. La Classe indica el moment de mostreig amb les lletres gregues alfa (α) i omega (ω).	113
Taula 14: Matriu proposada per avaluar l'èxit de la restauració en cinc categories a través de la comparació dels valors dels indicadors ABANS i DESPRÉS de l'execució del projecte. Els símbols per cada categoria d'èxit són: -, deteriorament, fracàs; 0, sense canvi, fracàs; +, petita millora, petit èxit; ++, millora moderada, èxit intermedi; +++, gran millora, èxit alt (modificat de Woolsey et al. 2007).	119

Acrònims

ACA	Agència Catalana de l'Aigua
ADIF	Administrador d'Infraestructures Ferroviàries
AVE	Alta Velocitat Espanyola
BEE	Bon Estat Ecològic
BEQ	Bon Estat Químic
CE	Council of Europe (Consell d'Europa)
CIC	Conques Internes de Catalunya
CIREF	Centro Ibérico de Restauración Fluvial
CNRS	<i>Centre National de la Recherche Scientifique</i>
DBO	Demanda Bioquímica d'Oxigen
DMA	Directiva Marc de l'Aigua (2000/60/CE)
DPH	Domini Públic Hidràulic
DOGC	Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya
DQO	Demanda Química d'Oxigen
EAURMC	Agence de l'Eau Rhône, Méditerranée et Corse
EC	European Commission (Comissió europea)
EQR	Ecological Quality Ratio (Quocient de qualitat ecològica relativa)
IMPRESS	Document de caracterització de les masses d'aigua i risc d'incompliments de la DMA
NRRSS	National River Restoration Science Synthesis database
PEF	Planificació de l'Espai Fluvial
PSCM	Pla Sectorial de Cabals de Manteniment
PSiC	Programa de Seguiment i Control
SERI	Society for Ecological Restoration International
TERMCAT	Centre de Terminologia de Catalunya

Índex

1 Resum	1
Summary	2
2 Introducció general	3
2.1 Els espais fluvials.....	3
2.1.1 Descripció.....	3
2.1.2 Els impactes i els processos degradatius	6
2.2 La diagnosi de l'estat ecològic	9
2.2.1 Els indicadors biològics	10
2.2.2 Els indicadors hidromorfològics.....	11
2.2.3 Els indicadors fisicoquímics.....	13
2.3 La restauració dels espais fluvials.....	14
2.3.1 Bases teòriques de la restauració fluvial	14
2.3.2 Debat terminològic	16
2.3.3 Condicionants i actuacions als projectes	18
2.3.4 Context a Catalunya	20
2.4 El seguiment i l'avaluació de la restauració fluvial	22
2.4.1 L'èxit dels projectes	22
3 Objectius	25
3.1 Objectiu principal.....	25
3.2 Objectius específics	25
3.3 Estructura de la tesi	26
4 Capítols	29
4.1 Capítol 1: El protocol APR: Metodologia, aplicació i desenvolupament d'un programa d'anàlisi de projectes... 29	
4.1.1 Resum	29
4.1.2 Introducció	29
4.1.3 Materials i mètodes	32

4.1.4	Resultats.....	34
4.1.5	Discussió.....	44
4.2	Capítol 2: Anàlisi dels projectes de restauració fluvial a Catalunya (1999-2011)	47
4.2.1	Resum	47
4.2.2	Introducció.....	47
4.2.3	Materials i mètodes	49
4.2.4	Resultats.....	53
4.2.5	Discussió.....	68
4.3	Capítol 3: Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (<i>Arundo donax</i>) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem.....	74
4.3.1	Summary	74
4.3.2	Introduction	75
4.3.3	Materials and methods.....	76
4.3.4	Results.....	85
4.3.5	Discussion	93
4.4	Capítol 4: SPR: Un protocol d'avaluació de l'èxit de la restauració en rius mediterranis	96
4.4.1	Resum	96
4.4.2	Introducció.....	96
4.4.3	Materials i mètodes	98
4.4.4	Resultats.....	99
4.4.5	Discussió.....	123
5	Discussió general.....	128
5.1	Restauració fluvial i anàlisi de projectes.....	129
5.2	La pràctica de la restauració fluvial a Catalunya	132
5.3	Un cas com a exemple: el control del canyar	134
5.4	El seguiment, un aspecte fonamental per a l'èxit	135
6	Conclusions	138

6.1	Conclusions generals	138
6.2	Capítol 1: El protocol APR: Metodologia, aplicació i desenvolupament d'un programa d'anàlisi de projectes.	138
6.3	Capítol 2: Anàlisi dels projectes de restauració fluvial a Catalunya (1999-2011)	139
6.4	Capítol 3: Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (<i>Arundo donax</i>) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem.....	140
6.5	Capítol 4: SPR: Un protocol d'avaluació de l'èxit de la restauració en rius mediterranis	141
7	Referències	142
8	Annex.....	160
8.1	Annex 1: El Protocol APR	160
8.2	Annex 2: Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (<i>Arundo donax</i>) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem.....	161
8.3	Annex 3: L'aplicació del protocol APR a l'avaluació de projectes de restauració fluvial a Catalunya (RiCOVER)	162

1 RESUM

La recuperació d'espais fluvials és una activitat que ha anat en augment en els darrers anys però no disposava de mètodes d'avaluació que n'orientessin el disseny. L'objectiu de la tesi ha estat explorar la pràctica de la restauració fluvial a Catalunya, desenvolupant alhora protocols que contribueixin a la seva sistematització. Així, s'ha elaborat una metodologia basada en l'avaluació dels continguts dels projectes de restauració fluvial (el Protocol APR). Aquest s'ha validat aplicant-lo a una mostra de 40 projectes de restauració fluvial, fet que ha permès analitzar aquesta activitat a Catalunya entre 1999 i 2011. L'anàlisi ha posat de manifest mancances importants en el desenvolupament de plans de seguiment dels projectes. Com a conseqüència, s'ha desenvolupat una metodologia *ad hoc* que permet dissenyar programes de seguiment de l'èxit dels projectes (el Protocol SPR). Complementàriament, donat que les pròpies actuacions dels projectes poden ocasionar impactes sobre l'ecosistema fluvial, s'ha investigat l'efecte durant la fase d'execució d'una de les actuacions més comunes en els projectes de restauració catalans: el tractament del canyar (*Arundo donax*). Per això, s'ha testat l'efecte de l'aplicació de l'ús d'un herbicida de base glifosat sobre la comunitat de macroinvertebrats (tant a nivell estructural com funcional). Les fites de la recerca s'han acomplert i s'espera que contribueixin a l'avenç de la restauració fluvial, en la mesura que els agents que participen en els projectes segueixin promovent-los, tot compartint els seus resultats i experiències.

SUMMARY

River restoration has become an increasing activity in recent years, but no assessment methods existed to guide restoration projects design. The aim of the thesis was to explore the practice of river restoration in Catalonia and to develop several protocols that contribute to its systematization. Thus, a methodology based on the evaluation of the contents of river restoration projects (APR Protocol) has been elaborated. This has been validated by its application to a sample of 40 river restoration projects, allowing to analyze this activity in Catalonia between 1999 and 2011. The analysis revealed significant shortcomings in monitoring plans of restoration projects. As a consequence, an *ad hoc*-methodology which enables practitioners to design programs to follow up project success (SPR Protocol) has been developed. Additionally, since project actions by themselves may cause impact on the river ecosystem, the effect during the execution phase was investigated for one of the most common measures in Catalan restoration projects: the elimination of giant reed (*Arundo donax*). To this end, the effect of the application of an herbicide with glyphosate as active ingredient was tested over the macroinvertebrate community (both at the functional and structural levels). The goals of this research have been met and it is expected that they will contribute to the advance of river restoration, as the parts involved continue promoting river restoration projects, and sharing their experiences and results.

2 INTRODUCCIÓ GENERAL

2.1 ELS ESPAIS FLUVIALS

2.1.1 DESCRIPCIÓ

Tots els processos relacionats amb el funcionament dels rius a totes les escales espacials i temporals tenen lloc a la zona coneguda com a espai fluvial. Aquest inclou la vall fluvial per on discorre el riu, les terrasses fluvials que reflecteixen l'activitat geomorfològica, els boscos de ribera adjacents, dependents del riu, i la connexió amb l'aquífer.

La delimitació de l'espai fluvial es fa aplicant diversos criteris ecològics, hidràulics i/o administratius (Prat et al. 2008). En el context de la tesi convé esmentar la zonació ambiental de l'espai fluvial, que es pot apreciar en les diferents formacions vegetals des del centre del riu cap a les vores. D'aquesta manera, les espècies vegetals es disposen en bandes paral·leles a la llera en funció de la proximitat i accés (de les arrels) a l'aigua, de l'exposició a les pertorbacions hidràuliques (crescudes del cabal i capacitat de suportar increments de velocitat de l'aigua i força de tracció d'aquesta) de la geomorfologia i de la potencialitat del terreny a ser colonitzat per la vegetació.

L'element clau per al funcionament dels rius és l'aigua que hi circula, tant en quantitat com en qualitat, i la seva distribució en el temps. El cicle de l'aigua en una vessant d'una conca dependrà, entre altres factors, del grau de cobertura vegetal. El deteriorament d'aquesta, sovint degut a l'activitat humana, n'alterarà els fluxos biogeoquímics.

Els rius són ecosistemes de gran biodiversitat on s'hi poden trobar una munió de plantes i animals de molts grups taxonòmics, des de formes microscòpiques, passant per invertebrats, peixos o mamífers.

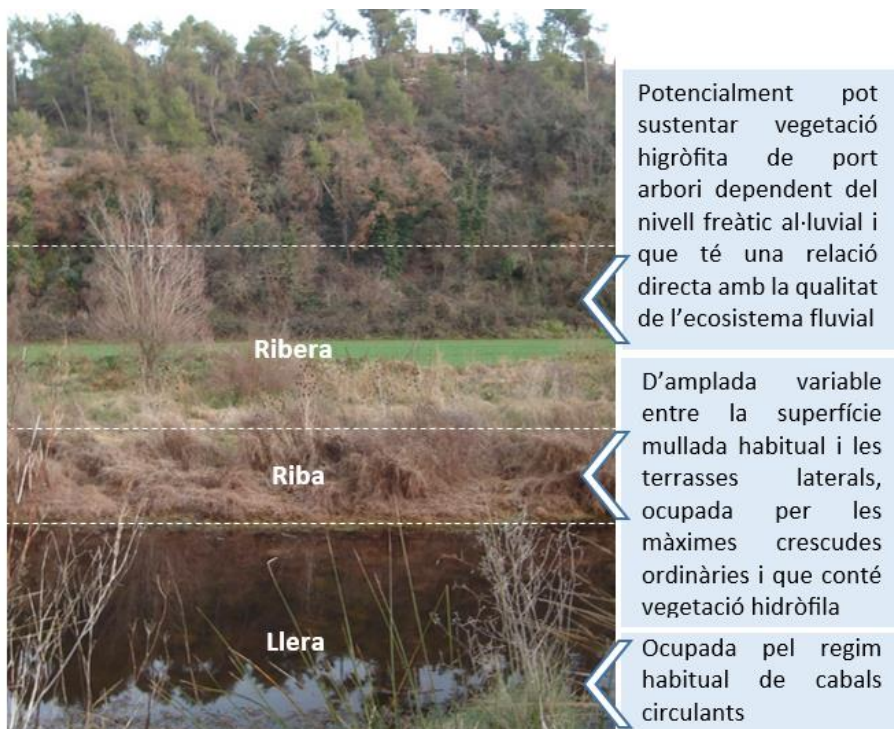


Figura 1: Principals elements en la zonació ambiental dels espais fluvials (Riera Gavarresa, Artés).

La presència de més o menys espècies en un riu depèn de factors característics de l'aigua, com ara la temperatura, la quantitat d'oxigen o els nutrients que hi ha a disposició de les plantes; d'altres els determinen les característiques morfològiques i hidrodinàmiques del riu, com són la fondària, la velocitat del corrent o la presència de pedres, sorres o graves. També hi influeix la disponibilitat d'aliment o la presència d'altres espècies (que poden ser depredadores o competidores per l'espai i els recursos).

Tota la xarxa tròfica del riu depèn de dues entrades principals d'energia: la llum solar i la matèria vegetal ripària. La ribera, per tant, constitueix una zona d'interfície entre l'ambient terrestre i el fluvial amb importants funcions ecosistèmiques: actua com a corredor biològic d'espècies animals i vegetals, dóna continuïtat al paisatge, pot ser font o embornal de materials, filtre dels nutrients i contaminants que puguin arribar de

la conca, crea un microclima al modificar la insolació i el grau d'humitat, actua com a embornal de carboni i contribueix a estabilitzar els marges, gràcies a la penetració de les arrels al sòl, que minimitza l'erosió. Tanmateix, aquests processos tenen unes característiques diferents segons el tram de riu on ens trobem.

Les comunitats d'organismes associats als sistemes fluvials estan sotmeses en molts casos a les característiques derivades del clima. A la zona mediterrània, els cursos fluvials poden quedar reduïts a basses, més o menys connectades, on augmenta la conductivitat i la temperatura durant l'època estival. Igualment, al llarg de l'any el desenvolupament de la comunitat fluvial s'acostuma a veure alterat per l'efecte de pluges torrencials. Tot això fa que hi trobem comunitats d'organismes amb adaptacions especials (a l'assecamment, al corrent, etc.) i que aprofiten les condicions favorables amb cicles de creixement més ràpid. Aquesta marcada variabilitat climàtica intranual és un dels factors més rellevants que cal considerar a efectes de la gestió dels sistemes fluvials mediterranis. Per exemple, la reducció del cabal circulant en un riu d'una conca amb extraccions d'aigua per al consum pot alterar la comunitat del riu si no es respecta l'anomenat cabal de manteniment. Això compromet els organismes dels diferents trams del riu i al capdavant pot afavorir, a la desembocadura, la penetració terra endins d'una falca salina. Alhora, amb la davallada del cabal es produeixen canvis fisicoquímics en l'aigua que tenen una incidència especial tant en la vida de les comunitats d'organismes del riu com en els usos humans d'aquesta aigua. Així mateix, la regulació dels rius per a la irrigació redueix les crescudes hivernals necessàries per a la supervivència de les poblacions ictícoles, a més de reduir la variabilitat anual i intranual a la qual estan adaptades les espècies mediterrànies (Resh et al. 1988; Bonada et al. 2007).

2.1.2 ELS IMPACTES I ELS PROCESSOS DEGRADATIUS

Els ecosistemes aquàtics duen a terme molts processos que suposen un benefici per als humans, com per exemple mitigar lesavingudes o reduir el contingut de nutrients i sediments de l'aigua abans que arribin a les zones costaneres (Postel & Richter 2003; Covich et al. 2004; Jansson et al. 2005; Palmer & Allan 2006). La major part dels rius han estat molt influïts per les activitats antròpiques, que sovint els han transformat de manera dràstica. Una de les principals alteracions és la modificació del règim hidrològic dels cursos, tant a través de la reducció del seu cabal per efecte del consum, com amb la construcció d'embassaments i salts d'aigua o la canalització, en un intent de dominar-ne les crescudes. La composició química de l'aigua, l'estructura i composició de la llera i les riberes, i les comunitats d'organismes que constitueixen els diversos nivells de la xarxa tròfica fluvial, es veuen alterats amb diferent intensitat segons l'ús que es fa dels recursos. Per exemple, la pèrdua parcial de macròfits aquàtics no només té conseqüències sobre la diversitat de macròfits sinó que també pot comportar un efecte cascada a causa de la importància dels macròfits com a hàbitat per a d'altres grups d'organismes (Steffen et al. 2013; Basińska et al. 2014; Ecke et al. 2016) .



Figura 2: Espai fluvial degradat per l'activitat humana, tant des d'un punt de vista estructural com funcional (Riu Llobregat, Montcada i Reixac).

Les espècies invasores són aquelles que, no essent pròpies d'un ecosistema, el colonitzen, s'hi dispersen i hi persisteixen. Tot i que, generalment, moltes de les invasions tenen un impacte lleu en l'ecosistema, en d'altres ocasions poden alterar-lo profundament i suposen la segona gran amenaça biològica per a la biodiversitat, després de la pèrdua d'hàbitat (CE 2004). La degradació dels ecosistemes facilita l'entrada d'espècies amb certes capacitats, com són un creixement ràpid, gran capacitat de dispersió, millor competència pels recursos que les espècies natives, depredació i control de la xarxa tròfica, etc. Juntament amb l'absència de depredadors específics, aniran modificant l'ambient, fent-lo més favorable per al seu propi creixement, en detriment de la comunitat autòctona (Morante 2015). Per exemple, l'aprofitament agrícola dels terrenys adjacents, de les fèrtils planes al·luvials, comporta un deteriorament dels ambients naturals de ribera que, a més, ha facilitat històricament l'entrada d'espècies al·lòctones com ara la canya (*Arundo donax*). A Espanya s'ha observat un increment continuat d'espècies exòtiques de tots els grups taxonòmics, tant de plantes com d'animals (Vilà et al. 2001; Elvira & Almodovar 2001, Barata et al. 2005). Els impactes humans sobre els rius han degradat, doncs, tant la seva estructura física (canalització, desaparició de riberes, etc.) com el seu funcionament (increment de nutrients, desaparició d'espècies, etc.). La situació és general a tot el món, i sobretot a Europa, i per això cal cercar mesures de gestió que permetin la conservació i la regeneració dels espais fluvials. Aquests han de tenir un bon estat de conservació perquè, a més de preservar-se així el patrimoni natural dels ecosistemes aquàtics, l'aigua dolça que menen també tindrà prou bona qualitat per a sustentar els usos humans.

2.1.2.1 La Directiva Marc de l'Aigua

La Directiva Marc de l'Aigua (2000/60/CE) (CE 2000) neix com una llei fonamental per assegurar la conservació de l'estructura i funcionament dels ecosistemes aquàtics, atès

que fins aleshores les lleis es dirigien principalment a la protecció de l'aigua com a recurs per l'home. L'objectiu principal d'aquesta normativa és establir un marc de protecció per a les aigües que previngui qualsevol deteriorament addicional, i alhora protegir i millorar l'estat dels sistemes aquàtics continentals (estat ecològic i químic), essent el 2015 l'any fixat per assolir el bon estat de les aigües. Aquesta normativa ha canviat el plantejament de gestió dels ecosistemes aquàtics i dels espais fluvials: actualment, l'objecte central de la gestió és la conservació i rehabilitació de l'estat ecològic (Moss 2008; Hering et al. 2010), i no només la qualitat de l'aigua. Així mateix, d'un concepte purament hidràulic i ambiental, s'ha trasmutat a una definició ecosistèmica de la gestió. L'estat ecològic unifica tots els aspectes relatius a l'expressió de l'estructura i del funcionament dels ecosistemes aquàtics (anàlisi integrada), el qual es mesura segons els elements fixats en l'annex V de la DMA, i que és aplicable a les masses d'aigua superficials (tret de les molt modificades i artificials). La DMA pretén conservar o recuperar els rius en el seu estat natural o gairebé natural. En determinats rius, però, això serà impossible (p.e. rius canalitzats en zones urbanes, d'on s'hauria de desplaçar la població per recuperar l'espai fluvial). Per això, s'introdueix el concepte de massa d'aigua molt modificada, que és aquella que, a causa dels costos socials i econòmics, és impossible retornar al seu estat natural. Per aquestes masses d'aigua molt modificades, s'introdueix el concepte de potencial ecològic per identificar l'objectiu a assolir. L'estat ecològic d'una massa d'aigua pot tenir cinc nivells de qualitat, i el potencial ecològic, quatre. Segons la DMA, la gestió dels rius té tres fases: la diagnosi, la rehabilitació i el seguiment. Així mateix, l'escala temporal de la DMA és força agosarada, fixant l'obtenció del bon estat ecològic a totes les aigües superficials per al 2027.

Uns anys ençà de la seva implementació, sorgeixen reptes de futur en relació a la Directiva, com ara que una gestió integrada de la informació de monitoreig generada pugui ser accessible i utilitzable per a d'altres propòsits (Hering et al. 2010).

2.2 LA DIAGNOSI DE L'ESTAT ECOLÒGIC

La diagnosi de l'estat ecològic del sistema fluvial constitueix una eina bàsica per saber com assolir els objectius de gestió. Ha de permetre identificar els principals problemes i alteracions que han de ser abordats per tal d'assolir el bon estat ecològic i químic. Amb aquesta finalitat, posteriorment es defineixen i s'apliquen les mesures correctores adients i es dissenya un programa de seguiment de les condicions ambientals en el riu. La diagnosi de l'estat ecològic en el sentit de la DMA, principalment, es realitza mitjançant els indicadors biològics del sistema i la hidromorfologia. Així mateix, les característiques fisicoquímiques de l'aigua n'indiquen l'estat químic. Del pitjor dels estats (ecològic o químic), en surt l'estat del medi. Els principals tipus d'indicadors per a la diagnosi de l'estat ecològic dels espais fluvials s'han descrit amb detall (Prat et al. 2008), per bé que a continuació se n'exposen alguns aspectes d'interès per al context de la tesi.

Les mètriques poden ser de diferent naturalesa o usar diferents metodologies d'avaluació de la qualitat de l'aigua.

- Mètodes unimètrics: índexs desenvolupats basant-se en la resposta dels organismes a la contaminació. Poden ser qualitius o quantitius. De vegades consideren el nombre de tàxons i l'abundància proporcional d'espècies.
- Mètodes multimètrics: són una combinació de diverses mètriques calculades individualment. L'objectiu de valorar-les conjuntament és dotar l'índex de més robustesa i obtenir un índex que valori més globalment l'ecosistema. Aquests poden ser qualitius o quantitius segons la naturalesa de les mètriques de les quals deriven.
- Mètodes multivariants: models predictius de la comunitat a partir de l'anàlisi de dades diverses. Per exemple, poden predir la comunitat de macroinvertebrats basant-se en l'anàlisi de les dades fisicoquímiques.

2.2.1 ELS INDICADORS BIOLÒGICS

L'interès que tenen els indicadors biològics (o bioindicadors) per avaluar la qualitat de l'aigua es basa en la seva capacitat de detectar alteracions en la funcionalitat o en la composició de les comunitats d'organismes vius que habiten als sistemes fluvials. L'objectiu dels diversos mètodes existents consisteix generalment en observar canvis en algun aspecte susceptible de variació a causa de la modificació de la qualitat o quantitat de l'aigua; per exemple, presència o absència d'espècies, grups funcionals d'organismes, augments en la mortalitat dels organismes, reducció de la diversitat, aparició d'assimetries o malformacions. En aquest sentit, hi tenen un paper important la sensibilitat i la representativitat dels organismes indicadors, i hi ha un seguit d'espècies que per les seves característiques són preferentment utilitzades. Les espècies més exigents presenten una resposta a la pertorbació més fàcilment identificable. Inicialment s'utilitzava l'estudi d'espècies clau, i a mesura que s'ha avançat en el coneixement de la complexitat dels ecosistemes fluvials, s'ha passat a estudiar-ne les comunitats. Mentre les espècies clau es consideren essencials per al correcte funcionament de l'ecosistema, les espècies indicadores tenen un paper en el control que fa l'home de la qualitat de les condicions del medi ambient. Un dels fets que expliquen el creixent interès d'aquests indicadors és que presenten la capacitat d'integrar els canvis que ha patit el sistema al llarg de la vida de l'organisme, de manera que es pot inferir la situació precedent en més gran mesura o menys segons el seu cicle vital. De manera orientativa, aquest període pot anar de dies o setmanes per als protozous, algues o bacteris, fins a mesos o anys per a les larves d'insectes, cucs, mol·luscs o peixos. Aquest fet contrasta amb els indicadors de qualitat fisicoquímics, ja que la informació que aporten aquests només és representativa de les condicions momentànies de la massa d'aigua.

L'efecte dels contaminants pot diferir en funció de la concentració en el medi o del temps d'exposició. Concentracions petites i temps d'exposició petits no provoquen canvis importants en el medi i l'organisme els pot compensar; concentracions grans o temps d'exposició grans poden arribar a matar els organismes. Quan aquests es moren, l'estructura de la comunitat canvia (desapareixen espècies intolerants i s'incrementa el nombre d'espècies tolerants). Això es mesura adequadament amb les mètriques que són capaces de reflectir aquest canvi estructural (nombre d'espècies, diversitat, índexs de qualitat biològica, etc.). Amb temps d'exposició o concentracions de contaminant mitjans, pot ser que els organismes no es morin però sí que es produeixen canvis bioquímics, genètics o fisiològics importants, que poden ser permanents si el canvi és prolongat, o poden desaparèixer si l'animal s'hi adapta o la contaminació remet. En aquests casos, la diagnosi de la contaminació és millor fer-la amb biomarcadors. Es tracta de mesures funcionals d'exposició a l'estrès ambiental que normalment s'expressen a nivells d'organització biològica per sota de l'organisme.

Quan s'apliquen els indicadors biològics, cal tenir en compte la complexitat d'alguns d'ells, la necessitat de comparar els resultats amb unes condicions no alterades (de referència), la distribució regional i local de molts indicadors i la dificultat de relacionar els bioindicadors amb alguns dels contaminants que causen la degradació del medi. En aquest context, els EQR (*Ecological Quality Ratio*) permeten valorar la proximitat entre les comunitats que es troben en una massa d'aigua i les condicions de referència, homogeneïtzant-se els límits de qualitat a nivell europeu a través de processos d'intercalibració de les mètriques (Munné & Prat 2009) entre els països membres.

2.2.2 ELS INDICADORS HIDROMORFOLÒGICS

La qualitat hidromorfològica dels rius s'estableix sobre la base de l'estudi de l'estructura física (morfometria fluvial i estructura del bosc de ribera) i del règim de cabals associat als ecosistemes fluvials. Els rius són sistemes dinàmics (Martín Vide

2002) que es caracteritzen pel flux d'aigua en tres dimensions: longitudinalment cap a la desembocadura, transversalment connectant amb la ribera, i verticalment amb la zona hiporreica i les aigües subterrànies. La hidromorfologia modela les comunitats i els processos biològics que hi tenen lloc (Figura 3).

Els processos geomorfològics estan relacionats amb els processos biològics i les activitats humanes (Kondolf & Piégay 2003), essent el concepte d'hidrosistema el que ofereix un marc en el qual avaluar aquestes interaccions que s'ha considerat també en aquesta tesi.



Figura 3: Platges de còdols i important activitat erosiva a l'espai fluvial d'un riu amb morfologia trenada en condicions prístines (Riu Sense, Suïssa).

Mentre que el concepte sistema fluvial serveix principalment per integrar l'estudi de casos en una escala àmplia considerant les tendències a llarg termini, el concepte d'hidrosistema se centra més en les dimensions vertical i lateral, que influencien fortament processos com la recàrrega d'aqüífers, la riquesa ecològica i la regeneració de la vegetació de ribera (Kondolf et al. 2003). Tots aquests factors són importants per

a la conservació de l'estat ecològic dels rius. La informació discriminada de les diferents mètriques i els paràmetres descriptors dels elements de qualitat hidromorfològica és imprescindible per identificar els aspectes de l'ecosistema sobre els quals cal actuar. Així mateix, els resultats de la valoració de la qualitat hidromorfològica es poden expressar en els cinc nivells de qualitat que proposa la DMA, i que són útils per fer una prioritització de les actuacions i per al posterior seguiment dels plans de mesures. Entre les mètriques disponibles per a mesurar aspectes hidromorfològics, l'índex de Qualitat del Bosc de Ribera (QBR) (Munné et al. 2003) s'ha consolidat com a eina de diagnòsi i gestió, essent present de manera habitual als projectes de restauració catalans.

2.2.3 ELS INDICADORS FISICOQUÍMICS

La qualitat fisicoquímica de les aigües es defineix segons un seguit de paràmetres que caracteritzen l'aigua sobre la base de diversos paràmetres analítics relatius a la seva composició i propietats. Els primers estudis sobre la qualitat de l'aigua es basaven, fonamentalment, en la mesura d'alguns d'aquests paràmetres. Així mateix, la DMA recull a l'annex V els indicadors químics i fisicoquímics que afecten els indicadors biològics, amb una visió més integradora de l'ecosistema i les relacions entre els seus components. Des d'aquest punt de vista, els indicadors fisicoquímics se subdivideixen en dos blocs (Figura 4).



Figura 4: Indicadors fisicoquímics que afecten als indicadors biològics segons la DMA sobre una imatge d'aparells mesurant alguns dels paràmetres generals (Riera Gavarresa, Avinyó).

2.3 LA RESTAURACIÓ DELS ESPAIS FLUVIALS

2.3.1 BASES TEÒRIQUES DE LA RESTAURACIÓ FLUVIAL

La restauració dels ecosistemes en general, i dels fluvials en particular, és una activitat que va en augment, tant en termes de nombre de projectes com de capital invertit (Bernhardt et al. 2005) i suposarà un repte en les properes dècades, a mesura que la pressió sobre els ecosistemes creixi degut a l'increment de la densitat de població humana, juntament amb d'altres condicionants d'abast més ampli com ara el canvi climàtic (Jansson et al. 2007).

Cal considerar que les decisions sobre rehabilitació fluvial són de tipus social, ja que tenen en compte els intercanvis entre els objectius ecològics, els serveis generats per l'ecosistema, els usos del sòl, els costos econòmics i les preferències socials. En primer lloc, la percepció de la severitat d'un problema de degradació depèn de l'estat final que

vol aconseguir-se (Reichert et al. 2007). La definició d'aquest estat enllaça la vessant científica del problema i la socioeconòmica, essent finalment una qüestió política decidir en quin medi vol viure una comunitat. En alguns casos aquest pot no coincidir exactament amb els principis definitoris del Bon Estat Ecològic.

Tot i això, és imprescindible que els projectes que vulguin considerar-se de restauració, rehabilitació o millora de l'espai fluvial assumeixin certs principis fonamentals per garantir-ne la coherència. Cinc estàndards han estat recomanats per diversos autors com a requisits mínims de cara a aconseguir l'èxit dels projectes de restauració fluvial (Palmer et al. 2005):

- Existència d'una imatge objectiu entesa com a punt final que s'identifica *a priori* i s'utilitza per guiar la restauració i que garanteixi la funcionalitat dels ecosistemes on s'actua.
- Millorar l'estructura i la funcionalitat de l'ecosistema de manera que el canvi en les característiques ecològiques del riu sigui mesurable.
- Augmentar la resiliència i que l'ecosistema fluvial esdevingui més sostenible que en l'estat anterior a la restauració.
- No malmetre l'ecosistema, de manera que la restauració no comporti un dany més gran.
- Seguiment ecològic complet, portant a terme un seguiment abans i després de dur a terme les actuacions i fent disponible la informació generada.

La consecució d'aquests principis passa pel disseny d'un bon projecte de rehabilitació que, en primer lloc, realitzi una adequada diagnosi de l'ecosistema, tant des de la perspectiva purament estructural com des de la funcional. Sobre aquesta diagnosi, s'han d'erigir tant els objectius, fonamentats en les potencialitats de l'escenari, com les actuacions que han de permetre aconseguir-los. En aquest context, els plans de gestió de conca de la DMA basen les decisions de gestió en la resposta dels organismes

aquàtics enfront dels factors d'estrès ambiental (àmpliament descrits), quan la resposta biològica a la restauració és encara poc coneguda i difícil de predir (Hering et al. 2010).



Figura 5: Marc conceptual de la restauració dels espais fluvials considerat a la present tesi, incorporant la triple vessant ambiental, social i econòmica.

Sovint s'observa que mentre la majoria dels projectes de restauració defineixen uns objectius, els camins i mecanismes successius que podrien conduir a aconseguir-los (p.e. la facilitació) són rarament considerats (Lake et al. 2007).

2.3.2 DEBAT TERMINOLÒGIC

La noció de restauració i d'altres (com rehabilitació) sovint s'empren de forma indistinta en els projectes, per bé que no són sinònimes. El terme restauració ha estat emprat de manera molt àmplia, però de manera estricta implica una recuperació de l'estructura i la funcionalitat de l'ecosistema en el qual s'actua. És un fet comunament

acceptat que les estratègies de restauració han de recuperar el sistema com un tot: estructura, funcionalitat i dinàmiques espacials i temporals. La restauració posa a prova la possibilitat de forjar ecosistemes complexos, amb les seves característiques definitòries, a partir d'ecosistemes en estats més degradats (Bradshaw 1983). Cal puntualitzar que és més correcte parlar de *rehabilitació* quan només es recuperen alguns dels atributs del sistema (Cairns 1995), tot i que sovint hom fa servir les dues paraules indistintament. Diversos autors defineixen la rehabilitació com un intent de millora d'un estat degradat (Box 1978; Wali 1999; Choi 2004) o com la restauració d'ecosistemes degradats però sense arribar a la perfecció (Bradshaw 2002). La Societat Internacional per la Restauració Ecològica (SERI), recull les definicions anteriors al considerar la restauració com el procés d'intervenció en la recuperació d'ecosistemes danyats, degradats o destruïts (SERI 2002; Hobbs 2004). La restauració completa implica que l'ecosistema té capacitat per recuperar-se sense cap més intervenció de les pertorbacions pròpies de l'entorn en que es desenvolupa (SERI 2002; Walker et al. 2002). Alguns autors defineixen la restauració com l'intent de protegir i rehabilitar els processos físics i biòtics de manera que s'encaminin els ecosistemes cap al seu estat "natural" i la rehabilitació com el retorn a un estat millor o la recuperació de la utilitat de l'ecosistema per part de la societat (Koehn et al. 2001). Les restauracions més senzilles impliquen eliminar la pertorbació i permetre al sistema recuperar-se mitjançant els processos ecològics naturals. En alguns casos, la restauració *sensu lato* no acaba mai, ja que algun nivell de manteniment sempre és necessari. Alguns autors afirmen que les accions que considerem "restauració" cauen més aviat en la definició de "rehabilitació" (Choi 2004). Més a l'extrem, el que s'observa sovint no és una autèntica restauració dels espais fluvials sinó pràctiques de substitució o, fins i tot, de maquillatge, havent-se desgastat el propi terme "restauració" pel seu ús excessiu, amb falta de propietat i per referir-se a actuacions amb objectius no ambientals (CIREF 2010).

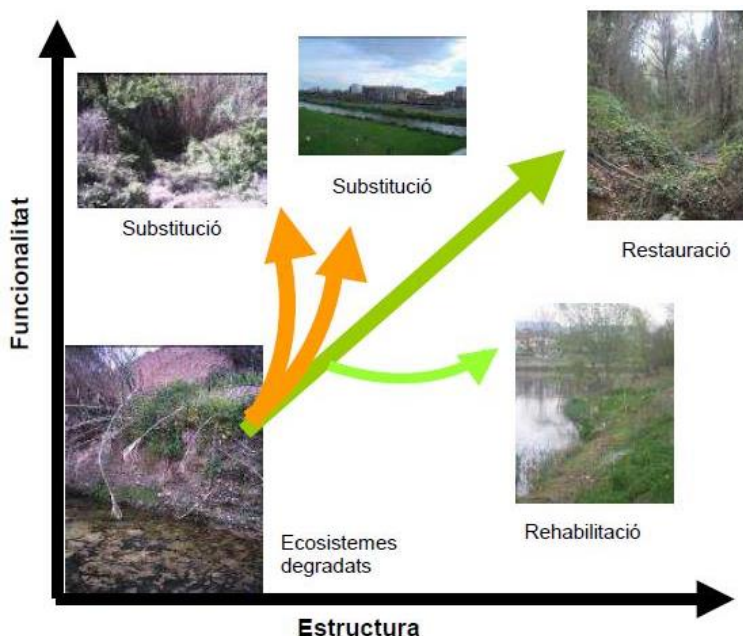


Figura 6: Diagrama on es representa el desenvolupament natural dels ecosistemes i les diverses alternatives en restauració (adaptat de Bradshaw, 1995).

En general podríem dir que rehabilitar i/o restaurar és un procés que té dues etapes. La primera és descobrir i comprendre què va malament i la segona és resoldre-ho adequadament (Bradshaw 1983). És essencial recordar aquests conceptes per comprendre no només la naturalesa de l'ecosistema en si mateix sinó la de la seva degradació i com esmenar-la. Seguint aquests principis, els projectes de restauració han de ser el resultat d'un procés d'anàlisi en diverses fases.

2.3.3 CONDICIONANTS I ACTUACIONS ALS PROJECTES

Els projectes de rehabilitació fluvial reuneixen les característiques dels projectes de gestió ambiental complexos: Han de considerar objectius diversos i sovint contraposats, hi ha molts agents diferents implicats, sovint requereixen més espai amb el conflicte que això provoca amb els usos existents, tenen una planificació i implementació llarga i, finalment, condueixen a resultats incerts (Hostmann 2005).

D'altra banda, cal trobar un equilibri entre les consideracions ecològiques, les socials i les econòmiques en els projectes de rehabilitació, per tal de legitimar-los (Jungwirth et al. 2002; Henry et al. 2002). La cooperació estreta entre professionals i científics fóra beneficiosa per a portar a terme aquests projectes, però la majoria de projectes de restauració es duen a terme amb poca o gens de participació científica (Jansson et al. 2007). No s'ha de perdre de vista el fet que la restauració amb èxit requereix la participació interdisciplinària de gestors del territori, polítics, científics i educadors. Caldria educar la societat en la transició cap a la gestió adaptativa de la restauració fluvial (Pahl-Wostl 2006). Un exemple de la posada en pràctica d'aquesta visió vinculada a l'educació, és l'experiència duta a terme a la Universitat de Washington, on estudiants de ciències naturals, socials i humanitats poden participar en un projecte d'aplicació de les seves disciplines en la restauració (Gold et al. 2006). Ara bé, sovint els objectius socials dels projectes són expressats en termes vagues, sense gaires consideracions sobre la seva avaluació posterior i no solen estar basats l'opinió del públic de bon principi.

Alguns autors apunten a que les restauracions que es duen a terme amb èxit acostumen a requerir el restabliment de la connectivitat longitudinal del riu (p.e. garantir la circulació lliure de l'aigua, incloent les crescudes) connectivitat lateral (p.e. permetre el desbordament del canal fluvial) així com la connectivitat vertical (p.e. recuperant l'intercanvi entre l'aigua subterrània i la superficial) (Stromberg 2007). Les estratègies utilitzades per recuperar la connectivitat vertical (canal fluvial i *hyporheos*) inclouen el rentat dels sediments que han contribuït a colmar l'espai intersticial del llit fluvial (Boulton 2007). Als Estats Units, diversos projectes de restauració han demostrat que alliberar aigua d'embassaments i derivacions permetent inundacions (polsos) pot estimular l'establiment d'espècies de ribera com ara pollancre i salzes en cohorts que poden sobreviure durant dècades. En alguns casos, restablir els cabals de base comporta relativament pocs costos econòmics, ja que representen només una petita

part del flux total, però poden tenir una gran influència en la vegetació de ribera (Stromberg 2007). La restauració fluvial s'enfronta a la seva aproximació tradicional a través de la integració dels rius amb les planes al·luvials i utilitzant tècniques d'enginyeria més suaus amb materials més tous. Algunes d'aquestes tècniques poden incloure la formació de meandres, desentubaments, suavitzar els perfils de les riberes, modificant les seccions dels canals, integrant paisatgísticament, recuperant el pasturatge i promovent inundacions de les planes al·luvials curosament controlades (Eden & Tunstall 2006) -per exemples veure (Brookes & Shields 1996)-. En aquest sentit cal recordar que la rehabilitació fluvial pot entendre's des de dues aproximacions. La primera és passiva, en la qual la pertorbació és reduïda i el riu es deixa reajustar-se per si mateix segons els seus processos naturals. En el segon cas, les mesures que s'apliquen proporcionen un resultat més immediat (Prat & Ward 1994; Arscott et al. 2003).

Tot i que s'han publicat alguns treballs aplicats que presenten metodologies relacionades amb el disseny i l'anàlisi de projectes de rehabilitació fluvial, tant de suport en la presa de decisions (Hostmann 2005; Kondolf et al. 2006; Reichert et al. 2007) com en el disseny de programes de seguiment (Woolsey et al. 2007) es desconeix l'existència de mètodes d'avaluació d'aquest tipus enfocats als continguts dels projectes.

2.3.4 CONTEXT A CATALUNYA

Al nostre País, les activitats dirigides a la gestió dels espais fluvials no van desenvolupar-se de manera generalitzada fins a principis del segle XXI. L'ACA comptava amb un programa de "Manteniment i Conservació de Lleres", amb actuacions fonamentalment de tipus estructural sobre la vegetació per garantir la capacitat de desguàs dels cursos fluvials.

Posteriorment, i de manera independent al programa de Lleres, l'Agència ha impulsat diferents actuacions de recuperació d'espais fluvials mitjançant mecanismes diversos (convenis, subvencions i la suport a fundacions i entitats privades). El 2006 inicia la línia de subvenció parcial de projectes de restauració d'espais fluvials, el primer dels quals va ser a l'any 2006-2007 (ACA 2006c), abordant la qüestió a un nivell més global. Aquest moment coincideix amb l'aprovació a nivell de l'Estat de la "Estrategia Nacional para la Restauración Fluvial", el disseny i l'aplicació de la qual es descriu a (González Del Tánago et al. 2012).

Per al programa de 2008-2009 l'ACA va posar a disposició dels participants 1.500.000€ per a finançar actuacions de recuperació fluvial (ACA 2007). Els ajuts s'adreçaven als ens locals, entitats privades amb personalitat jurídica pròpia i corporacions de base privada que pretenguessin dur a terme actuacions de gestió, conservació i recuperació de l'espai fluvial. L'assignació als projectes era d'un import màxim del 70% del pressupost de l'actuació amb un límit màxim de 150.000€ per actuació, que s'augmentava fins a 200.000€ en el cas que el projecte preveïés la retirada o demolició d'estructures que dificultessin la normal funcionalitat ambiental i hidromorfològica i la connectivitat de la fauna fluvial. Aquestes xifres fan referència sempre al pressupost d'execució material.

La darrera convocatòria de subvencions per a la realització d'actuacions de gestió, conservació i recuperació d'espais fluvials fou la del 2010-2011 (ACA 2009).

Posteriorment, a causa de la difícil conjuntura econòmica de l'Agència, la línia de subvenció per a les actuacions de rehabilitació fluvial fou cancel·lada, persistint el programa de manteniment i conservació de Lleres (amb uns 9'5 milions d'euros d'inversió entre 2009 i 2013) (ACA 2016).

Tot i això, s'han dut a terme importants esforços per a la recuperació dels espais fluvials a Catalunya, recollint-se al Programa de Mesures del Pla de Gestió del Districte de

Conca Fluvial de Catalunya (2016-2021) una visió de conjunt de les mateixes, així com de les línies d'actuació per als propers anys (ACA 2016). No obstant, el camí a recórrer és encara llarg, ja que les masses d'aigua dels rius en mal estat (classificades com a dolentes o "dolentes amb incertesa") suposaven almenys un 59% del total per al període comprès entre 2007 i 2012. Aquesta dada és prou il·lustrativa de la necessitat de dur a terme mesures de gestió de manera continuada, per tal d'aconseguir el bon estat de les masses d'aigua i acomplir així els objectius fixats per la DMA.

2.4 EL SEGUIMENT I L'AVALUACIÓ DE LA RESTAURACIÓ FLUVIAL

Els projectes han de ser monitorejats de manera adequada per avaluar si la restauració ha tingut èxit o no, permetent d'aquesta manera la gestió adaptativa i aprenent per al futur tant de les restauracions que han funcionat com de les que no ho han fet (Jansson et al. 2007). El seguiment de l'èxit dels projectes serà una part fonamental de la restauració a desenvolupar en els propers anys també en el context de la DMA. Així, serà fonamental implementar-lo a llarg termini, per tal d'entendre els requeriments dels ecosistemes per a recuperar-se i prioritzar les mesures de restauració d'acord al seu potencial (Moss 2008; Petersen et al. 2009; Hering et al. 2010).

Una raó important per explicar la manca de seguiment en els projectes és la manca de directrius adequades, fet que comença a solucionar-se amb l'aparició de documentació específica (Woolsey et al. 2007).

2.4.1 L'ÈXIT DELS PROJECTES

Cal tenir presents certes consideracions teòriques entorn del que hom considera l'èxit dels projectes. En primer lloc, tal i com s'ha fet en treballs anteriors (Puértolas 2007) i com s'ha vist en d'altres països (Kondolf et al. 2006; Woolsey et al. 2007; Decler 2008), cal distingir entre la vessant ambiental i socioeconòmica. En qualsevol dels casos, la majoria d'autors proposen determinar l'èxit examinant fins a quin punt els objectius

definitos pels gestors del projecte s'han aconseguit (Rutherford et al. 2000a; Downs & Kondolf 2002), En base a això, l'èxit del projecte es considera generalment a partir de la classificació de l'èxit dels objectius en nivells d'assoliment. Per exemple, alguns autors en defineixen cinc, que s'apliquen de manera individual a cadascun dels objectius (Woolsey et al. 2005). Les conclusions relatives a l'èxit fan referència només als objectius definits al projecte que s'han avaluat, no a l'aproximació del tram de riu sobre el que s'ha actuat cap a un sistema de referència proper a la naturalitat. En qualsevol cas, com més objectius es classifiquen com a exitosos, més possible és que l'assoliment d'aquesta aproximació a l'ecosistema de referència es produeixi, o, en definitiva, que hi hagi una millora en l'estat ecològic. Aquesta visió, però, dificulta avaluar amb detall les actuacions que es duen a terme en el marc del projecte. Així mateix, existeix una diferència entre objectius i actuacions que les metodologies existents tendeixen a unificar. Per tenir una visió el més objectiva possible, distingim tres components de l'èxit d'un projecte:

- Èxit executiu (E_E): Es tracta de l'èxit de les actuacions en si mateixes, l'èxit d'execució, quan les mesures que s'han proposat s'han dut a terme de manera adequada.
- Èxit de disseny: És l'èxit des del punt de vista d'assoliment d'objectius. Es tindrà en compte allò que s'ha aconseguit del que el projecte pretenia fer d'acord amb els objectius fixats en la fase de disseny i redacció.
- Èxit Global (E_G): Finalment, cal tenir en compte la repercussió del projecte sobre l'estat ecològic del medi en que actua, es a dir, quina capacitat té el projecte de canviar l'estat ecològic del riu de manera directa o indirecta. També, des d'una vessant socioeconòmica, cal considerar el canvi en la societat que traspuï del projecte, així com d'altres aspectes indirectes. Per tant, el protocol de seguiment ha de permetre considerar també les

externalitats derivades de les actuacions, tot i que aquestes no hagin estat dissenyades explícitament amb la finalitat d'aconseguir un determinat objectiu.

Des del nostre punt de vista aquesta distinció fa complicat separar entre el disseny del projecte i la seva execució, ja que sovint els indicadors emprats serien equivalents. Cal considerar també que a mesura que un projecte s'aproximi a la veritable noció de projecte de restauració, els indicadors d'èxit d'objectius haurien de convergir amb els d'èxit global en el cas ambiental.

Per tant, s'ha optat en aquesta tesi per un plantejament que consideri per una banda l'Èxit d'execució i per l'altra l'Èxit global.

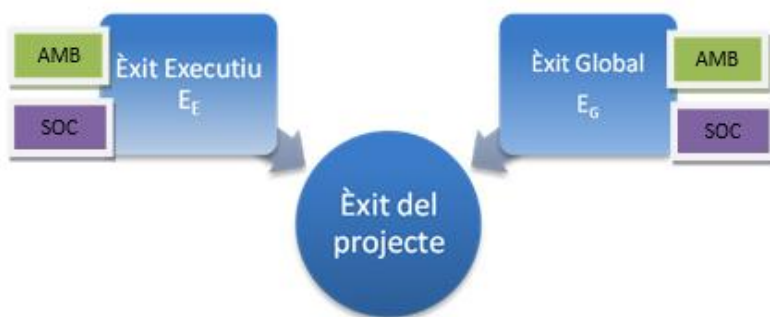


Figura 7: Components de l'èxit dels projectes de recuperació fluvial, on tant l'èxit executiu com l'èxit global s'analitzen des d'un punt de vista ambiental (AMB) i socioeconòmic (SOC).

Aquesta aproximació es considera suficientment completa i amb la vocació d'analitzar en la mesura del possible l'efecte "real" que els projectes tenen sobre el medi receptor. Les dues vessants de l'èxit seran analitzades per separat, a fi d'obtenir la major informació possible adaptada a la diversa casuística dels projectes que es duen a terme a casa nostra.

3 OBJECTIUS

3.1 OBJECTIU PRINCIPAL

L'objectiu general d'aquesta tesi és investigar la pràctica de la restauració fluvial a Catalunya, en un moment en que es van proposar i executar diversos projectes i fer una revisió crítica dels mateixos pel que fa al seu disseny, alhora que proposar unes metodologies específiques per lavaluació dels projectes i pel seguiment de l'èxit de la restauració fluvial.

Aquesta tesi se centra en l'anàlisi dels projectes de restauració. Aquests han estat recopilats entre 2007 i 2015, període durant el qual s'han anat incorporant a les anàlisis efectuades. Els projectes reals s'han comparat amb els principis generals que hauria de contenir un projecte ideal, per valorar-ne les possibilitats d'èxit. Per tant, bona part de la tesi tracta la definició d'una metodologia que permeti avaluar els continguts dels projectes de restauració fluvial, tant des del punt de vista ambiental com socioeconòmic. Una vegada avaluats en termes de disseny, s'aborda també la necessitat de monitoritzar els seus efectes, a través del desenvolupament d'un protocol específic i de l'anàlisi *in situ* dels efectes d'algunes actuacions sobre l'ecosistema.

3.2 OBJECTIUS ESPECÍFICS

- Avançar en el coneixement de la pràctica de la restauració fluvial des d'una perspectiva aplicada i interdisciplinària.
- Analitzar la interacció i la coherència entre la multiplicitat de factors ambientals, socials i econòmics que convergeixen entorn als projectes de restauració fluvial.

- Analitzar una mostra dels projectes de restauració fluvial recopilats durant el període de recerca de la tesi (entre 2007 i 2015), i que foren redactats a Catalunya entre els anys 1999 i 2011.
- Conèixer els possibles efectes de les principals actuacions que duen a terme els projectes i la seva potencialitat de provocar un canvi positiu en l'ecosistema fluvial (tant en termes d'estructura com de funcionament).
- Determinar els aspectes que són fonamentals per a dissenyar un projecte de restauració de qualitat.
- Desenvolupar un procediment que permeti la sistematització i la traçabilitat en l'anàlisi de projectes de restauració fluvial, adaptat al context català.
- Valorar l'efecte sobre l'ecosistema fluvial que poden tenir les pròpies actuacions de gestió incloses en els projectes de restauració fluvial durant la fase d'execució.
- Definir els paràmetres a considerar en el seguiment dels projectes de restauració fluvial per tal de poder-ne mesurar l'èxit des d'una perspectiva global.
- Disposar d'una metodologia adaptada al context català que sigui capaç d'objectivar i estandarditzar el seguiment dels projectes.

3.3 ESTRUCTURA DE LA TESI

La tesi s'estructura en 4 capítols independents, per bé que el cos de la tesi està interrelacionat i es fan referències constants entre ells (veure l'esquema de la pàgina següent a mode de marc metodològic i conceptual general de la tesi). Els capítols inclouen els diversos objectius esmentats anteriorment:

- ≈ Capítol 1: El protocol APR: Metodologia, aplicació i desenvolupament d'un programa d'anàlisi de projectes.
- ≈ Capítol 2: Anàlisi dels projectes de restauració fluvial a Catalunya (1999-2011).
- ≈ Capítol 3: Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (*Arundo donax*) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem¹.
- ≈ Capítol 4: SPR: Un protocol d'avaluació de l'èxit de la restauració en rius mediterranis.

¹ El capítol 3 fou publicat a la revista indexada *Environmental Research*, amb un factor d'impacte de 3,500 (2010), i s'adjunta a l'annex.



4 CAPÍTOLS

4.1 CAPÍTOL 1: EL PROTOCOL APR: METODOLOGIA, APLICACIÓ I DESENVOLUPAMENT D'UN PROGRAMA D'ANÀLISI DE PROJECTES

4.1.1 RESUM

L'objectiu d'aquest treball ha estat desenvolupar una metodologia que permeti valorar la qualitat dels projectes de restauració en base als seus continguts. Així, s'han definit els aspectes a considerar en el disseny dels projectes a través d'un estat de l'art, complementant-lo amb una recopilació de projectes reals que permetés incloure els condicionants derivats de la seva posada en pràctica. S'ha elaborat el Protocol APR, que permet analitzar detalladament el disseny dels projectes, tant des de la vessant ambiental com socioeconòmica, puntuant (de 0 a 100 respectivament) els seus apartats de Diagnosi, Objectius, Actuacions, Seguiment i Pressupost. El Protocol APR s'ha implementat a través d'una aplicació informàtica, que en facilita el procés d'aplicació i la utilització per al disseny de futurs projectes de restauració. Els objectius de la recerca s'han assolit, al comptar-se amb un procediment adaptat al context català que permet avaluar la qualitat dels projectes i pot utilitzar-se com a eina de gestió.

4.1.2 INTRODUCCIÓ

Atès l'augment en el nombre de projectes que s'ha anat detectant en els darrers anys a Catalunya (veure Capítol 2 de la tesi), és important que els projectes considerats de restauració, rehabilitació o millora de l'espai fluvial assumeixin alguns principis fonamentals per a garantir-ne la coherència. En aquest sentit, alguns autors han proposat estàndards com a requisits mínims de cara a aconseguir l'èxit dels projectes de restauració fluvial (Palmer, Bernhardt, et al. 2005). Un disseny adequat dels

projectes de recuperació fluvial és una condició necessària, tot i que no suficient, per aconseguir un canvi positiu en l'ecosistema. És essencial que el projecte, en primer lloc, realitzi una adequada diagnosi de l'ecosistema, sobre la qual fonamentar els objectius, considerant el potencial de la zona. Aquests condicionaran en bona mesura les actuacions que han de permetre aconseguir-los (Puértolas 2007).

Des de mitjans del segle passat s'han desenvolupat una gran varietat d'índexs i protocols que es centren en la valoració de certs aspectes (funcionals, de composició, estructura, etc.) dels sistemes naturals. Aquests poden ser de naturalesa quantitativa, semi-quantitativa o la majoria de les vegades qualitativa. En els dos últims casos s'intenta plasmar de forma numèrica els valors naturals del sistema difícilment quantificables amb procediments empírics, per tal de poder inferir-ne una certa valoració. Durant el procés d'elaboració d'aquests índexs o protocols, sovint es pren com a partida el coneixement en la matèria "d'experts" que interpreten *a priori* el comportament de l'ecosistema i en fan un disseny. De totes maneres, és convenient derivar índexs i protocols de l'estudi de les dades i la seva estructura amb la major objectivitat possible. Deixant de banda el procediment per compilar les primeres dades (ja sigui recollint directament mesures quantificables, basant-se en sistemes de quantificació i transformació existents a la literatura o fent *tabula rasa* amb un sistema ordinal), una manera de discernir quines variables tenen més pes a l'hora de descriure una propietat del medi és recórrer a aquelles tècniques estadístiques que permetin diferenciar les variables més rellevants.

Alguns autors han desenvolupat sistemes complexos de suport a la presa de decisions en projectes de rehabilitació fluvial mitjançant tècniques d'anàlisi cost-benefici o multi-criteri, com és el cas de l'estudi desenvolupat per Hostmann a Suïssa dins el projecte Rhône-Thur per al suport científic als projectes de rehabilitació fluvial (Hostmann 2005). Altres autors han treballat en la creació de bases de dades que reuneixen els continguts fonamentals de prop de 37.000 projectes de restauració fluvial duts a terme

a Estats Units entre els anys 1990 i 2004 (NRRSS database), extraient-se un seguit de criteris per al disseny de projectes (Palmer et al. 2005) i conclusions valuoses sobre la manera de fer en aquest àmbit (Bernhardt et al. 2005; Palmer et al. 2007).

El protocol d'Avaluació de Projectes de Restauració (APR) neix amb la intenció de comptar amb un sistema d'avaluació de projectes complert, que serveixi d'eina per a la gestió i, alhora, també per al disseny de projectes. La restauració fluvial, com s'ha exposat al capítol introductori, és una matèria complexa atesa la gran quantitat d'aspectes que hi intervenen i amb una forta component social. Per això mateix, s'ha considerat necessari desenvolupar una eina que pugui ser el punt de partida per la presa de decisions, en les quals sovint s'hi introdueixen factors difícilment avaluable quantitativament derivades, en molts casos, de la vessant social de la gestió del medi. Per tant, s'adreça a gestors, empreses i persones implicades en l'àmbit de la restauració fluvial per tal de donar una idea general de l'orientació i les característiques dels projectes que s'avaluen.

A falta d'un sistema d'ajuda per com fer un projecte de restauració i de la inexistència de criteris per valorar els projectes existents, sorgeix la necessitat d'elaborar el protocol APR i establir un sistema que incorpori tant la vessant més ecosistèmica com la socioeconòmica, a través d'un enfocament el més ampli possible.

La nostra aproximació parteix d'una banda de l'experiència en la diagnosi ambiental dels rius (Prat et al. 2008), i de l'altra de la necessitat de restaurar els rius, d'acord amb la DMA. Els objectius principals del nostre treball han estat identificar els continguts que idealment hauria de tenir un projecte de recuperació fluvial i dissenyar un protocol que en permeti una anàlisi el més objectiva possible.

4.1.3 MATERIALS I MÈTODES

El procés metodològic seguit per a la recerca que es presenta en aquest capítol s'exposa a continuació i se sintetitza a la Figura 8.

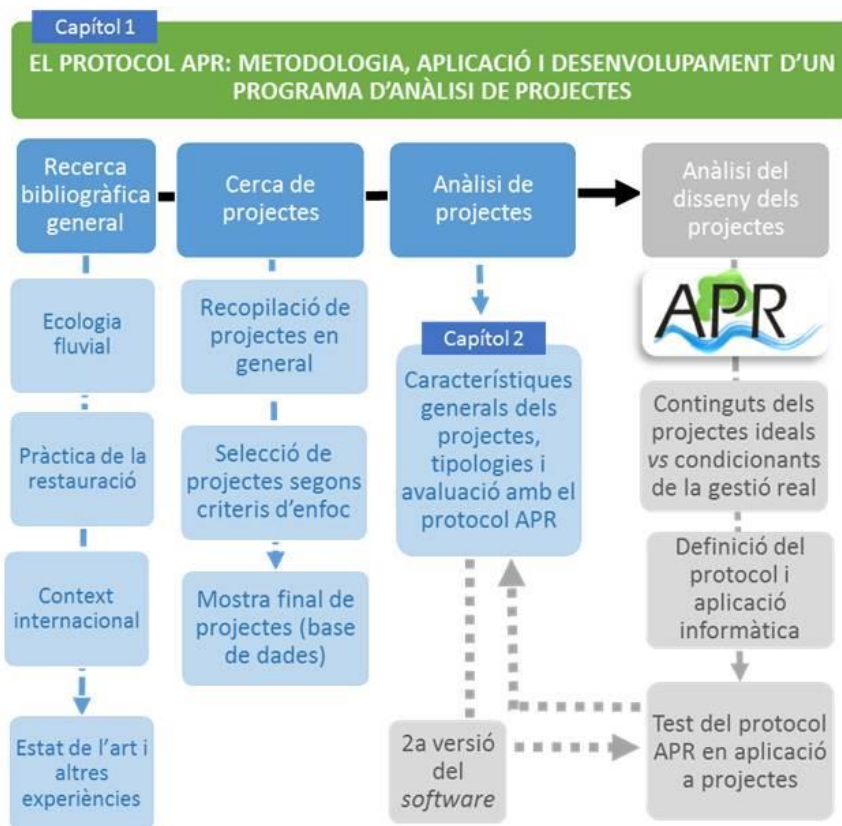


Figura 8: Esquema general del procés metodològic de la recerca presentada en aquest capítol.

4.1.3.1 Recerca bibliogràfica general

La recerca bibliogràfica ha estat un fet transversal a la tesi, per bé que certes especificitats s'han explorat en major mesura en determinats capítols. En aquest, ha estat rellevant la literatura relacionada amb els principals continguts que haurien de reunir els projectes de restauració, per tal de definir les condicions ideals.

Això ha implicat una cerca específica de literatura relacionada amb l'ecologia fluvial i la gestió d'ecosistemes. S'ha analitzat bibliografia d'aspectes teòrics, tècnics i metodològics per una banda. S'han consultat també projectes duts a terme fora de l'àmbit català Gran Bretanya (The River Restoration Center), Estats Units (NRRSS database), Suïssa (Projecte Rhône-Thur de EAWAG) i França (Adam et al. 2006), per tal d'aconseguir una visió el més àmplia possible. En alguns casos, també s'ha establert contacte amb experts internacionals per aclarir alguns dubtes que han aparegut en aquesta fase (Dra. Emily Bernhardt, de la NRRSS, Dr. Hervé Piégay del CNRS, Sr. Laurent Bourdint de l'EAURMC i Dr. Armin Peter de l'EAWAG) i també amb professionals d'aquest àmbit. En el cas del CNRS francès i de l'EAWAG suís, s'ha complementat la recopilació d'informació amb el coneixement pràctic sobre el terreny, en el marc d'estades breus (de 3 i 2 mesos respectivament) en aquests centres de recerca durant el període d'investigació de la tesi.

4.1.3.1 Cerca de projectes

S'ha realitzat una recopilació el màxim d'exhaustiva possible de projectes elaborats a Catalunya, que es descriu amb detall al Capítol 2 de la tesi. Els resultats d'aquesta han nodrit el protocol APR, permetent contrastar els aspectes més teòrics dels projectes "ideals" amb un coneixement profund de la realitat dels projectes executius que es posen en pràctica. Així, s'ha completat el disseny del protocol amb les conclusions extretes dels projectes catalans, per tal d'ajustar-lo el màxim possible a la seva casuística concreta.

4.1.3.2 Aplicació informàtica

El protocol s'ha articulats en forma d'aplicació informàtica desenvolupada amb el paquet C++. Aquesta facilita la navegabilitat a través del protocol, les possibilitats de compartir-ne la informació (al tractar-se d'una base de dades de projectes) i

l'exploració de la informació extreta dels projectes. Està disponible en català, castellà i anglès. Durant la fase de programació de l'aplicació s'ha comptat amb el suport i l'assessorament informàtic del Sr. Toni Hernández.

4.1.3.3 Validació del protocol

La primera avaluació de projectes efectuada en els treballs per a l'obtenció del DEA de la doctoranda (Puértolas 2007) va permetre una primera posada a prova del protocol (Puértolas & Prat 2012). Posteriorment, l'aplicació informàtica també va modificar-se per tal de permetre una major personalització dels apartats d'objectius i seguiment (essent possible introduir-hi el text exacte del projecte i sense haver de seleccionar forçosament sentències equivalents). Per posar a prova definitivament el protocol APR, s'ha dut a terme la valoració d'un conjunt de 40 projectes (caracteritzats al Capítol 2 de la tesi i cribats segons els criteris que allà s'exposen). La mostra es considera representativa dels projectes de millora dels espais fluvials que s'han elaborat a Catalunya durant la durada d'aquesta tesi doctoral.

En aquest primer capítol s'exposa com es va construir el protocol APR i per tant és un apartat més metodològic, on el principal resultat és el propi protocol, i previ als resultats que es presentaran a la resta de la tesi.

4.1.4 RESULTATS

4.1.4.1 La seqüència de la restauració

El disseny del protocol APR s'ha dut a terme a partir de les diferents parts i accions que en general hom espera trobar en un projecte de restauració fluvial (Figura 9). El plantejament comença considerant que és necessari un ordre seqüencial entre les parts del projecte. Aquest ha de basar-se en una diagnosi ben elaborada que detecti no només els impactes sobre els diferents compartiments de l'ecosistema fluvial sinó també (si es coneixen) les causes o els processos que els han provocat. Així mateix, cal

incloure-hi la diagnosi dels aspectes socials que permetin entendre la relació entre la població local i l'ecosistema a diferents escales de temps i d'espai. Aquesta dualitat ha de mantenir-se durant totes les parts del projecte. Els objectius, tot i existir ja de partida, han d'imbuir-se de les conclusions de la diagnosi; a més, s'han de plantejar preveient-ne la posterior valoració del compliment assolit.

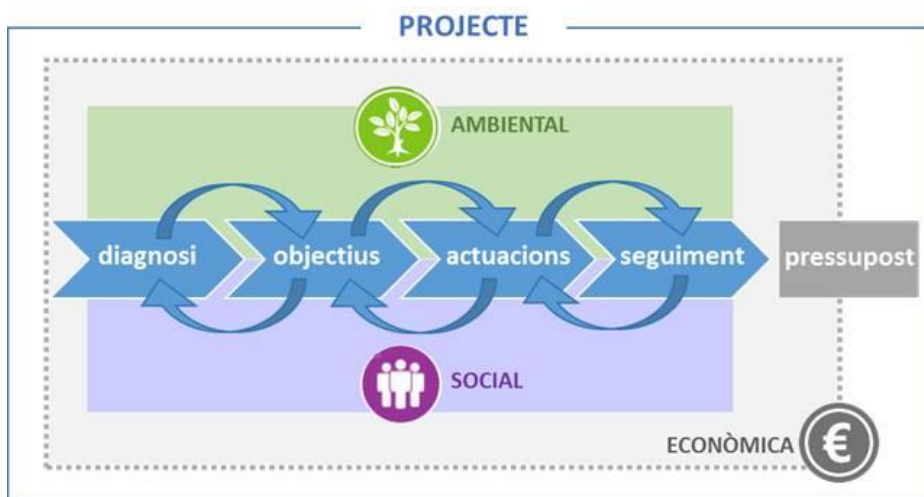


Figura 9: Esquema conceptual dels apartats d'un projecte de restauració fluvial i de les relacions entre ells, considerant les vessants ambiental, social i econòmica.

Les actuacions han d'estar en concordança amb allò que hom espera aconseguir, i considerar de quina manera vol aconseguir-se aprofitant les potencialitats del cas (per exemple, la disponibilitat pressupostària vs el termini de resposta). Finalment, el Pla de Seguiment s'ha d'entendre com una part fonamental per tal de validar tots els passos duts a terme i per a proporcionar una valuosa informació de cara a futures intervencions, que ha de contenir objectius concrets i una planificació sobre un seguit d'indicadors mesurables. Finalment, el pressupost és un element condicionant del projecte des del seu inici, que s'ha volgut valorar també en termes de contingut i ajustament a la resta d'apartats. En termes absoluts, se'n comentaran les implicacions però en pocs dels projectes s'especifica de manera suficient com s'inverteixen els

diners en funció del tipus d'actuació. En els propers apartats s'explica el funcionament de cada una de les parts.

4.1.4.2 Estructura general

Com s'ha dit, l'APR s'ha estructurat en 5 apartats, dividits cadascun d'ells en dos subapartats que en valoren els aspectes ambientals (A) i socioeconòmics (S) respectivament. Això ha permès dur a terme l'avaluació independent dels aspectes relatius al medi ambient (tot i que el medi ambient pot incloure l'activitat humana, en aquest cas s'ha considerat que ambiental fa referència concretament als diversos aspectes tècnics de l'anàlisi de l'ecosistema fluvial) i dels que fan referència a les qüestions antròpiques. Ambdós s'han considerat els principals pilars sobre els quals es fonamenta la gestió dels ecosistemes, de manera que considerant-los separatament es pretén aconseguir una idea més complerta de l'orientació de cada projecte.

Omplint les diverses fitxes en les quals es van desgranant els apartats, es va obtenint la puntuació, fins arribar als 500 punts per a cadascun dels subapartats ambiental i socioeconòmic.

Protocol d'Avaluació dels Projectes de Restauració		
A. Informació general (sense puntuació)		
FITXA BÀSICA	PUNTUACIONS	
	Ambiental (A)	Socioeconòmica (S)
B. Diagnosi	100	100
C. Objectius	100	100
D. Actuacions	100	100
E. Seguiment	100	100
F. Pressupost	100	100
TOTAL	500	500

Figura 10: Esquema resum dels apartats del protocol. Els que formen part de la Fitxa Bàsica tenen la puntuació màxima indicada a la columna corresponent als dos subapartats que inclouen.

4.1.4.2.1 Diagnosi

L'apartat de diagnosi pretén avaluar si el projecte ha dut a terme un estudi previ acurat de l'estat del riu i el seu entorn, fet de vital importància en qualsevol àmbit de la gestió dels ecosistemes. S'ha trobat d'especial rellevància en el context dels projectes de millora dels espais fluvials, ja que des d'un punt de vista lògic qualsevol objectiu o actuació posterior ha de basar-se en un ampli coneixement previ que ha de quedar recollit en el projecte. Per exemple, de vegades determinats organismes són sovint l'objectiu dels esforços de restauració, posant de manifest les necessitats de conèixer la seva autoecologia i els seus requeriments (Lake et al. 2007). Per aquest motiu, es tracta d'un dels apartats més extensos del protocol, on s'han recollit els principals elements de diagnosi ambiental i socioeconòmica. Cal tenir en compte que amb la DMA els sistemes de diagnosi de l'estat ecològic estan progressant molt i, per tant, hi ha moltes eines a disposició dels gestors per poder realitzar bé la diagnosi dels diversos components dels espais fluvials (per exemple, protocols BIORI (ACA 2006a) o HIDRI (ACA 2006b)).

Els subapartats estan ahora subdividits, de manera que es pugui valorar el projecte amb el màxim de detall possible, sense fer el protocol massa exhaustiu, de forma que resultés molt feixuc d'aplicar. Les fitxes que desenvolupen aquestes subdivisions presenten 3 nivells d'esforç (a banda del nivell 0, per a quan no s'ha utilitzat en el projecte un determinat element de diagnosi), que valoren la tasca de revisió bibliogràfica i de treball de camp realitzat en cada cas. En el nivell 3, el de major esforç, és necessari que s'hagi dut a terme una revisió bibliogràfica molt acurada i alhora treball de camp. Si la primera inclou treballs exhaustius que hagin dut a terme un mostreig d'aquest nivell, no és necessari que la visita de camp dins el marc del projecte torni a mostrejar tant intensament. S'entén que si existeixen bons recursos de diagnosi anteriors (tant procedents de l'administració com de la recerca) fer-ne un bon ús s'ha de valorar adequadament.

Assenyalau el que ha valorat la Diagnosi ambiental (A)		Puntuació dels subapartats (P _s)
B 1.1. Qualitat Biològica		40
B 1.2. Qualitat Hidrogeomorfològica		30
B 1.3. Qualitat Físicoquímica		20
B 1.4. Síntesi d'impactes i processos degradatius		10
Puntuació final (P_f) de la Diagnosi ambiental (A)		100

Assenyalau el que ha valorat la Diagnosi socioeconòmica (S)		Puntuació dels subapartats (P _s)
B 2.1. Societat i riu		20
B 2.2. Patrimoni a l'espai fluvial		20
B 2.3. Economia i riu		20
B 2.4. Valor paisatgístic		20


Assenyalau aquesta casella si		Punts extra
	El projecte està integrat dins d'un programa de participació ciutadana (p.e. una Agenda 21 local).	+20

Figura 11: Subapartats de l'avaluació de la Diagnosi. Les puntuacions indicades corresponen al màxim.

La forta exigència dels nivells proposats, que comporta que l'obtenció de puntuació requereixi un cert de documentació i visitar el terreny, s'ha compensat en certa manera oferint més opcions de puntuar que les estrictament necessàries per obtenir els màxims punts (p.e. alguns apartats tenen 60 punts potencials quan el màxim és 40).

Finalment a l'apartat de Diagnosi Ambiental s'hi ha afegit un quart apartat (10p) on es valora el fet de dur a terme una síntesi no només dels impactes observats sinó també de les causes, essent aquest un pas més enllà de la mera descripció dels diversos compartiments de l'ecosistema. Una obra de referència en aquest sentit, que inclou procediments estandaritzats de valoració dels impactes és el document IMPRESS (ACA 2005).

Com s'ha exposat anteriorment, la vessant social és ben present en tots els apartats del protocol. A tall d'exemple, la Diagnosi Socioeconòmica pretén analitzar la interacció que la societat, a través de les seves múltiples facetes, té amb el riu. En molts projectes hom pot trobar-hi objectius i justificacions basades en la voluntat del conjunt dels ciutadans. Aquest fet s'entén que ha de ser el fruit d'una recerca d'informació que no ha de ser menystinguda en un camp com la restauració fluvial, de manera que s'han reunit un seguit d'elements per avaluar-la.

B.1.1. Qualitat Biològica		
Assenyaieu la/es comunitats que s'hagin estudiat per valorar la qualitat biològica		Puntuació dels subapartats
B.1.1.1. Microorganismes		10
B.1.1.2. Fitobentos		10
B.1.1.3. Macròfits		10
B.1.1.4. Macroinvertebrats		10
B.1.1.5. Peixos		10
B.1.1.6. Altres		10
Puntuació final apartat (P _j)		40

B.1.1.4. Macroinvertebrats		
Escull un dels apartats segons si la descripció que es fa d'aquest element és la més semblant al vostre projecte en aquest aspecte.		
Descripció del nivell d'esforç		Puntuació
Nivell 0	Aquest apartat no ha estat considerat per a la diagnosi o no se cita la procedència de la informació continguda en la memòria sobre aquest tema.	0
Nivell 1	⊖ S'ha recollit informació prèvia de manera no exhaustiva i que prové exclusivament de fonts bibliogràfiques generals que no fan referència concreta al projecte.	2
	⊕ No s'han realitzat visites de camp.	
Nivell 2	⊖ A S'ha dut a terme una revisió exhaustiva de les fonts bibliogràfiques existents, constatant-se que no hi ha informació prèvia disponible referent a aquest tema que faci referència concreta a la zona d'estudi.	6
	B En cas que s'hagi localitzat informació prèvia sobre la zona d'estudi referent a aquest tema, però només s'han emprat les dades procedents d'organismes oficials, sense considerar fonts complementàries (p.e. estudis de recerca).	
	⊕ S'ha visitat l'àmbit del projecte, recollint dades originals per a la diagnosi. S'ha estudiat de manera qualitativa la comunitat de macroinvertebrats del riu puntualment amb observacions al camp (p.e. observar la presència macroinvertebrats). També si s'ha mostrejat quantitativament la comunitat de macroinvertebrats de manera puntual al camp, sense seguir un protocol estandaritzat i identificant com a molt algun dels taxons presents.	
Nivell 3	⊖ S'ha localitzat informació prèvia disponible sobre la zona d'estudi referent a aquest tema i s'han utilitzat totes les fonts bibliogràfiques a l'abast, consultant documents de fonts oficials que poden tenir un abast superior a l'escala de treball del projecte (p.e. documents de Planificació de l'Espai Fluvial (PEF)) juntament amb dades d'altres autors procedents de la recerca (p.e. la base de dades del Projecte ECOBILL).	10
	⊕ S'ha visitat l'àmbit del projecte, recollint dades originals per a la diagnosi, seguint procediments estandaritzats, com ara el protocol de mostreig de macroinvertebrats establert per l'Agència Catalana de l'Aigua al document BIORI. També si s'ha aplicat algun índex, p.e. IBMWP, FBILL, per avaluar la qualitat biològica. En cas de basar-se el projecte en treballs previs exhaustius i recents (de menys de 10 anys), la visita al camp no requereix necessàriament mostrejar de nou amb aquest nivell d'exigència.	

Figura 12: A dalt, subdivisions dels subapartats de la diagnosi de la qualitat biològica i a baix fitxa de detall del nivell d'esforç utilitzant els macroinvertebrats com a indicadors, on s'indiquen els apartats de revisió bibliogràfica i de treball de camp

Aquest apartat presenta menys subdivisions que l'anterior, però el nivell d'exigència a l'hora d'obtenir puntuacions s'ha mantingut ajustada. Tot i això, s'ha tingut en compte que existeix menys tradició en aquesta vessant dels estudis que en la de l'anterior apartat. Tot i que aquesta part és més difícil de valorar, ja que no hi ha metodologies tant estandaritzades, s'ha fet un esforç per tal que resulti entenedora al que fa servir el protocol.

4.1.4.2.1.1 *Societat i riu*

D'una banda, es valora la vinculació de la societat amb l'ecosistema fluvial. Tot i que alguns autors han fet reflexions molt diverses sobre aquesta temàtica (per exemple, (Kondolf et al. 2006)) no es coneix l'existència d'una metodologia específica. Per tant, es proposa una valoració basada en l'ús de procediments força senzills que permetin formar-se una idea de com veu la població local el riu, ja sigui a través d'enquestes i entrevistes amb els ciutadans o amb les entitats o organitzacions de la zona (20p).

4.1.4.2.1.2 *Patrimoni a l'espai fluvial*

S'ha valorat l'esforç realitzat en la confecció d'un petit inventari o recull dels elements associats a l'espai fluvial que puguin tenir un interès històric, artístic i cultural i que per tant és interessant tenir en compte en el marc d'un projecte. Aquest pot suposar un recurs per a integrar dins de posteriors activitats d'educació ambientals o de lleure. S'ha considerat la realització de consultes a personal especialitzat, ja sigui a nivell de recerca historiogràfica o en l'àmbit institucional (p.e. Direcció general de Patrimoni Cultural de la Generalitat de Catalunya o l'existència de catàlegs específics com ara l'Atlas ambiental i patrimonial del riu Ter (Muns & Roset 2004) (20p).

4.1.4.2.1.3 *Economia i riu*

Més enllà de valorar en termes econòmics els béns i serveis que genera l'ecosistema (en la línia de treballs com els de (Costanza et al. 1997; Costanza et al. 2014)) l'apartat pretén fer un recull de les activitats econòmiques que estan vinculades al riu. S'entén que aquest exercici és necessari per poder entendre els conflictes d'interessos que poden donar-se entorn al riu i el marc en que es desenvoluparà el projecte de rehabilitació. En aquest cas és valora de manera senzilla el nivell d'esforç esmerçat en l'estudi de les activitats econòmiques, i s'ofereix una llista orientativa d'elements que poden considerar-se (20p).

4.1.4.2.1.4 *Valor paisatgístic*

El valor paisatgístic, s'ha considerat dins del bloc socioeconòmic al llarg de tot el protocol, seguint la filosofia del Conveni Europeu del Paisatge (CADS 2000), que entén el paisatge com una àrea, el caràcter de la qual és resultat de la interacció de factors naturals i humans. Existeixen obres de referència que poden contenir metodologies aplicables per a aquesta mena d'estudis (per exemple (Forman & Godron 1986), tot i que no s'han inclòs de manera específica a l'APR. Segons l'Observatori del Paisatge, l'avaluació del paisatge és el procés dirigit a conèixer l'estat, la dinàmica i les tendències del mateix, a l'anàlisi dels resultats obtinguts i a l'emissió dels judicis pertinents, fet que s'ha intentat plasmar al protocol (20p).

4.1.4.2.1.5 *La participació ciutadana en el protocol APR*

Finalment, s'ha atorgat un plus de puntuació (20p) a aquells projectes que estiguin integrats en un programa concret de participació ciutadana, com podria ser una Agenda 21 local, o un programa específic que s'organitzi per tal d'incorporar les reflexions dels ciutadans en totes les fases del projecte.

4.1.4.3 *Rangs de qualitat*

Els resultats finals de l'aplicació del protocol s'han dividit en 4 rangs de qualitat, segons les puntuacions obtingudes en cada apartat, per tal d'establir categories (insuficient, mínim, òptim i excel·lent) que facilitin l'anàlisi dels resultats.

Taula 1: Rangs de valoració dels apartats del protocol APR, on s'indiquen els valors per a cada nivell i el seu color representatiu.

Rangs de valoració de la Diagnosi			
B.1. Ambiental (A)		B.2. Socioeconòmica (S)	
Nivell	Valors	Nivell	Valors
Insuficient	<30	Insuficient	<20
Mínima	30-57	Mínima	20-59
Optima	58-76	Optima	60-75
Excel·lent	>76	Excel·lent	>75

Rangs de valoració dels Objectius			
C.1. Ambientals (A)		C.2. Socioeconòmics (S)	
Nivell	Valors	Nivell	Valors
Insuficient	<20	Insuficient	<20
Mínima	20-59	Mínima	20-59
Optima	60-75	Optima	60-75
Excel·lent	>75	Excel·lent	>75

Rangs de valoració de les Actuacions			
D.1. Ambiental (A)		D.2. Socioeconòmiques (S)	
Nivell	Valors	Nivell	Valors
Insuficient	<20	Insuficient	<20
Mínima	20-59	Mínima	20-59
Optima	60-75	Optima	60-75
Excel·lent	>75	Excel·lent	>75

Rangs de valoració de Seguiment			
E.1. Ambiental (A)		E.2. Socioeconòmics (S)	
Nivell	Valors	Nivell	Valors
Insuficient	<20	Insuficient	<20
Mínima	20-59	Mínima	20-59
Optima	60-75	Optima	60-75
Excel·lent	>75	Excel·lent	>75

Rangs de valoració del Pressupost			
F.1. Ambiental (A)		F.2. Socioeconòmics (S)	
Nivell	Valors	Nivell	Valors
Insuficient	<30	Insuficient	<30
Mínima	30-57	Mínima	30-57
Optima	58-76	Optima	58-76
Excel·lent	>76	Excel·lent	>76

4.1.4.4 Software

El software desplega els continguts del protocol d'una manera senzilla per a l'usuari, guiant-lo a través de cada una de les pàgines de dades que conté. L'aplicació consta d'una interfície que permet a l'usuari gestionar l'entrada de dades, veure la puntuació acumulada a mesura que el protocol es va aplicant i consultar els resultats finals, també genera un informe final, per a cada un dels projectes introduïts. És possible exportar les dades a un fitxer MsExcel o pdf. Està disponible en Català, Castellà i Anglès.

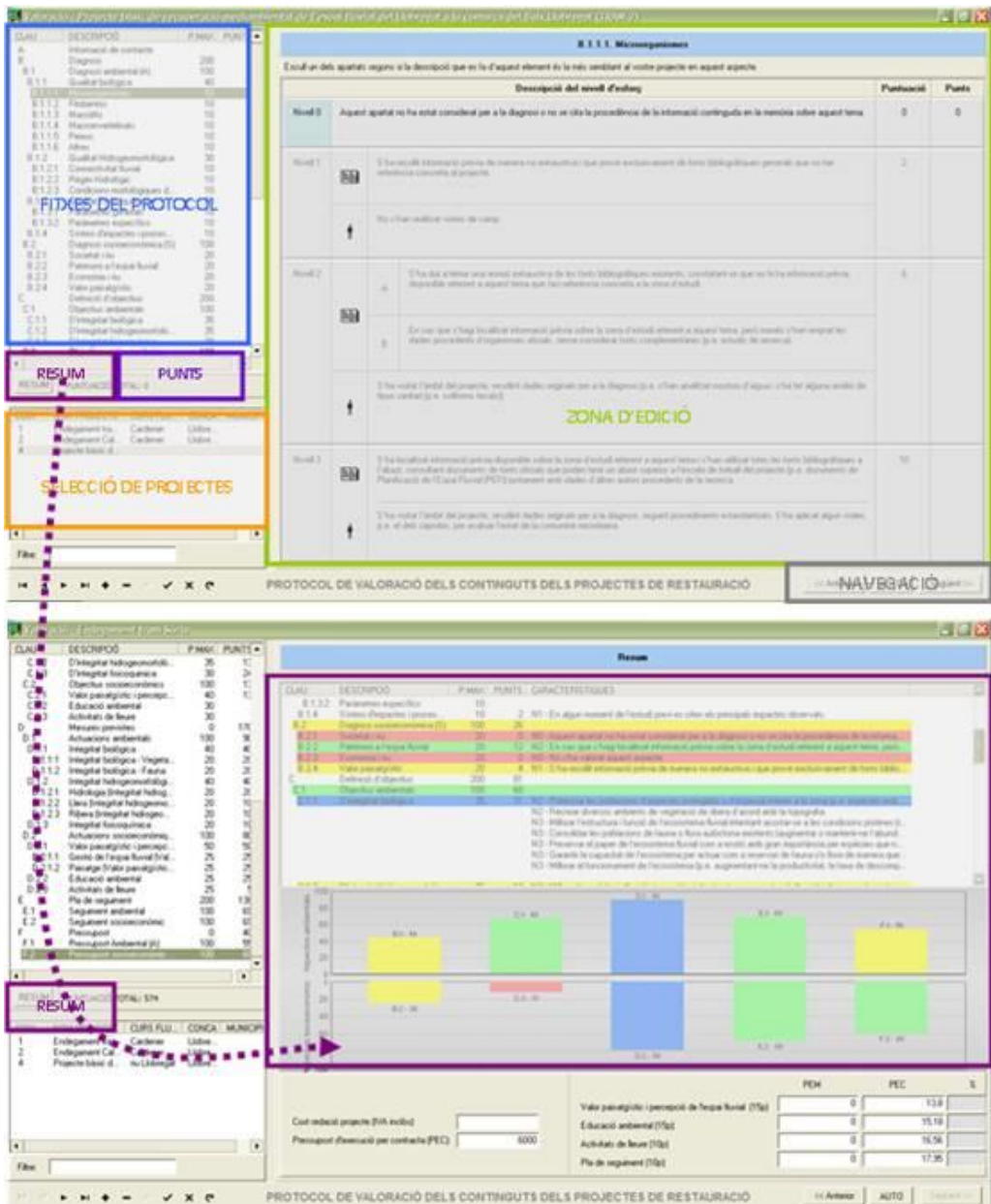


Figura 13: Vista de la pantalla de l'aplicació (a dalt) i detall del resum de puntuacions (a baix).

4.1.5 Discussió

El protocol APR permet analitzar els continguts dels projectes de recuperació fluvial, la seva aplicabilitat i la seva rellevància per a la restauració. S'ha avaluat la precisió del protocol a través de la seva aplicació a un conjunt de projectes de restauració (veure Capítol 2). Com a conseqüència d'això ha estat possible distingir els projectes ben dissenyats d'aquells que presenten mancances. Els objectius d'aquesta recerca s'han assolit, en obtenir-se una eina per analitzar amb certa objectivitat els continguts dels projectes. A més, com que es tracta d'un procediment pas a pas, pot ser també utilitzat per millorar el disseny de projectes ajudant a tenir en compte el màxim d'elements possibles en cada apartat. Davant la manca de precedents al respecte, els projectes s'han elaborat sense seguir uns criteris formals i estructurals que poden millorar-se (Jansson et al. 2005; Palmer, Bernhardt, et al. 2005; Volk et al. 2010; Baker & Eckerberg 2016), en alguns casos amb relativament poc esforç conceptual i econòmic.

El disseny del protocol APR ha estat el més exhaustiu possible, per bé que poden haver-hi diferències d'interpretació segons qui l'apliqui que podrien conduir a resultats diferents per a un mateix projecte, fins i tot en el cas de que l'aplicació s'hagués dut a terme per especialistes. L'assignació de les puntuacions i l'elaboració de rangs de qualitat per als diferents subapartats s'ha dut a terme d'acord amb la coherència i importància de cadascun dels mateixos.

Simultàniament, el protocol també permet assenyalar les principals línies que han de servir de guia a l'hora de dissenyar projectes. Així, pot constituir una eina de cara a millorar la qualitat dels treballs i augmentar l'eficiència en posar de manifest possibles incoherències, en el ben entès que la pròpia estructura del protocol pot funcionar com una guia per a la realització de futurs projectes.

Un fet habitual a molts projectes és, per exemple, trobar després d'una breu introducció el capítol d'objectius, abans de fer ni tant sols una descripció del medi en

que es troba emmarcat el projecte i evidentment abans de la diagnosi. És evident que els projectes tenen unes línies conceptuals fixades abans d'iniciar qualsevol estudi del medi, però en alguns casos s'han trobat projectes que fan un exercici enriquidor d'adaptació dels objectius inicials a la realitat del medi, tot i que no es tracta d'un fet habitual. De vegades els projectes també fan una diferenciació entre els objectius generals i els concrets o entre els ideals i els operacionals (Roni et al. 2013). Els darrers, estan condicionats per uns factors limitants que impedeixen l'assoliment dels primers, essent aquesta una manera de fer que reflecteix el treball d'anàlisi realitzat i l'evolució del projecte una vegada efectuat l'estudi previ.

Tots els projectes haurien d'incloure des del seu inici el disseny i la implementació d'un programa de participació ciutadana continuat, per permetre la comprensió dels objectius científics i les restriccions de la restauració fluvial, així com per identificar les aspiracions i prioritats de la població local (Eden & Tunstall 2006).

El desenvolupament que en els darrers anys han experimentat els programes de seguiment i d'anàlisi de l'Estat Ecològic dels rius i la proliferació de diversos documents de diagnosi (memòries, bases de dades, Plans dels Espais Fluvials, etc.), constitueix una valuosa font d'informació sobre la qual fonamentar les iniciatives de conservació i millora dels espais fluvials. Cal doncs treure'n profit, ja que tenir-hi accés no suposa un cost econòmic que justifiqui no emprar-les.

Esperem que aquest procediment pugui ser millorat en el futur a mesura que els agents implicats en la restauració fluvial comparteixin les seves experiències. Com a resultat d'aquesta recerca efectuada a la Universitat de Barcelona, l'aplicació informàtica del Protocol APR ha estat subjecte als requeriments de l'Agència de Valorització i Comercialització dels Resultats de la Investigació (AVCRI) de la Fundació Bosch i Gimpera. Se n'ha registrat la propietat intel·lectual i està disponible sota llicència tecnològica (veure Annex).

L'Agència Catalana de l'Aigua ha incorporat alguns dels resultats d'aquesta recerca en el marc de la col·laboració efectuada en diverses etapes durant el desenvolupament de la present tesi doctoral:

- Algunes consideracions sobre l'elaboració de projectes van ser incorporades al document de l'Agència "Criteris per a la redacció de projectes de gestió, conservació i recuperació d'espais fluvials" (ACA 2008).
- En base als resultats de l'APR, es va plantejar també un nou sistema de selecció dels projectes subvencionables per part de l'Agència, així com una proposta preliminar de distribució de les subvencions per a l'any 2008, dels projectes de recuperació dels espais fluvials a desenvolupar en el període 2009-2010.
- De manera preliminar al desenvolupament del protocol SEGRIBER es va utilitzar l'APR per a la selecció dels projectes que serien objecte de la prova pilot d'aplicació.

Malgrat que aquests antecedents van ser positius i van posar de manifest la utilitat del protocol APR com a eina de gestió per a l'Agència, el seu ús no va arribar a adoptar-se de manera formal per part de l'Administració. Aquest fet va coincidir amb la finalització de la línia de subvencions per a la realització d'actuacions de gestió, conservació i recuperació d'espais fluvials.

4.2 CAPÍTOL 2: ANÀLISI DELS PROJECTES DE RESTAURACIÓ FLUVIAL A CATALUNYA (1999-2011)

4.2.1 RESUM

A fi de caracteritzar la pràctica de la restauració fluvial a Catalunya s'ha realitzat una anàlisi d'una mostra de 40 projectes redactats entre 1999 i 2011. Se n'han descrit els trets principals, la inversió que representen i les tipologies d'actuacions. Amb el doble objectiu d'analitzar-ne la qualitat amb major profunditat i de validar el Protocol APR, se n'han calculat les puntuacions per als diversos apartats a través de la seva aplicació, tant des de la vessant ambiental com socioeconòmica. Els resultats mostren un predomini de les activitats estructurals, sobretot pel que fa a les actuacions sobre el bosc de ribera, respecte a les més funcionals. D'altra banda, no existeix una vinculació directa entre el pressupost executiu dels projectes i la puntuació final obtinguda amb el Protocol APR, fet que desvincula *per se* la qualitat de la dotació econòmica d'aquestes iniciatives. Les puntuacions totals obtingudes són en general baixes o moderades, per bé que alguns projectes amb bona qualitat en termes de disseny han obtingut puntuacions elevades. Finalment, els resultats mostren mancances generalitzades en l'apartat de seguiment dels projectes.

4.2.2 INTRODUCCIÓ

Els ecosistemes aquàtics duen a terme molts processos que suposen un benefici per als humans, com per exemple mitigar les avingudes o reduir el contingut de nutrients i sediments de l'aigua abans que arribin a les zones costaneres (Postel & Richter 2003; Covich et al. 2004; Palmer & Allan 2006). Històricament, l'ús dels recursos naturals associats als espais fluvials ha conduït a una degradació dels mateixos per les activitats humanes que ha fet que alguns dels serveis que aquells ens prestaven s'hagin minorat

o hagin desaparegut. Per exemple, l'alteració del règim hidrològic degut a la presència d'embassaments, rescloses, derivacions amb finalitats hidroelèctriques o amb altres usos industrials, agrícoles o domèstics, etc. han canviat profundament els processos que regulen l'estructura i les funcions de l'ecosistema (Poff 1997). La presa de consciència que aquests serveis estan compromesos (Giller 2005) i que cal mantenir-los, ha conduït a que la restauració fluvial sigui avui dia un treball de creixent importància. A nivell internacional, alguns països van ser capdavanters en la pràctica de la restauració des de la dècada dels 80 del segle passat. A Suïssa un canvi en la legislació hidràulica va estimular el desenvolupament de projectes de restauració fluvial (Hostmann 2005; Kurth & Schirmer 2014) en requerir-se als projectes de protecció davant d'inundacions que també s'orientessin cap a la millora de la condició ecològica del riu. Per aquest fet, molts dels projectes de rehabilitació fluvial suïssos són una combinació de la protecció davant avingudes i la rehabilitació ecològica, essent el primer l'argument principal que facilita sovint l'obtenció de subvencions en comparació amb els projectes que només pretenen millorar la l'ecosistema. En la seva majoria, els projectes són finançats per les administracions federals i cantonals. Als Estats Units, la inversió en projectes de restauració ha estat de les més elevades, entre 14 i 15 bilions de dòlars només entre 1990 i 2005, amb un percentatge de prop d'un bilió anual (uns 725.000.000€) (Bernhardt & Palmer 2007). Els objectius més habituals dels projectes americans són la millora de la qualitat de l'aigua, gestió de les zones de ribera, millora de l'habitat dins el canal, passos de peixos i estabilització dels marges.

Exemples com aquests constaten que la restauració fluvial va en augment, tant en termes de nombre de projectes com de capital invertit (Bernhardt *et al.* 2005) i suposarà un repte en les properes dècades, a mesura que la pressió sobre els ecosistemes creixi a causa de l'increment de la densitat de població humana, juntament amb d'altres condicionants d'abast més ampli, com ara el canvi climàtic (Jansson *et al.* 2007).

En aquest context es planteja l'anàlisi d'una mostra dels projectes de restauració fluvial que es desenvolupen a Catalunya per tal de realitzar una aproximació a aquesta pràctica al nostre País, on les activitats dirigides a la gestió dels espais fluvials no van desenvolupar-se de manera més generalitzada fins a principis del segle XXI. Addicionalment, l'exploració d'aquests projectes i l'aprofundiment en el coneixement de la restauració a Catalunya ha servit de base per a l'elaboració del Protocol APR descrit en el capítol anterior.

L'aplicació del propi protocol APR al conjunt de projectes de la mostra analitzada en el present capítol ha de permetre no només testar el propi protocol sinó aconseguir un major grau d'aprofundiment i sistematització en la diagnosi efectuada. Així, es valorarà l'aportació des de la perspectiva de la doble vessant ambiental i socioeconòmica que proporciona el protocol, el conjunt de les puntuacions obtingudes pels projectes i la seva coherència. Alguns dels factors a analitzar són la distribució de la mostra al territori català, l'orientació dels projectes i els objectius que esperen assolir, la tipologia d'actuacions que contenen i les mesures de seguiment proposades. El cost i els aspectes econòmics associats als projectes són també un element important per comprendre l'evolució i els condicionants d'aquests projectes, que han permès emmarcar l'anàlisi efectuada.

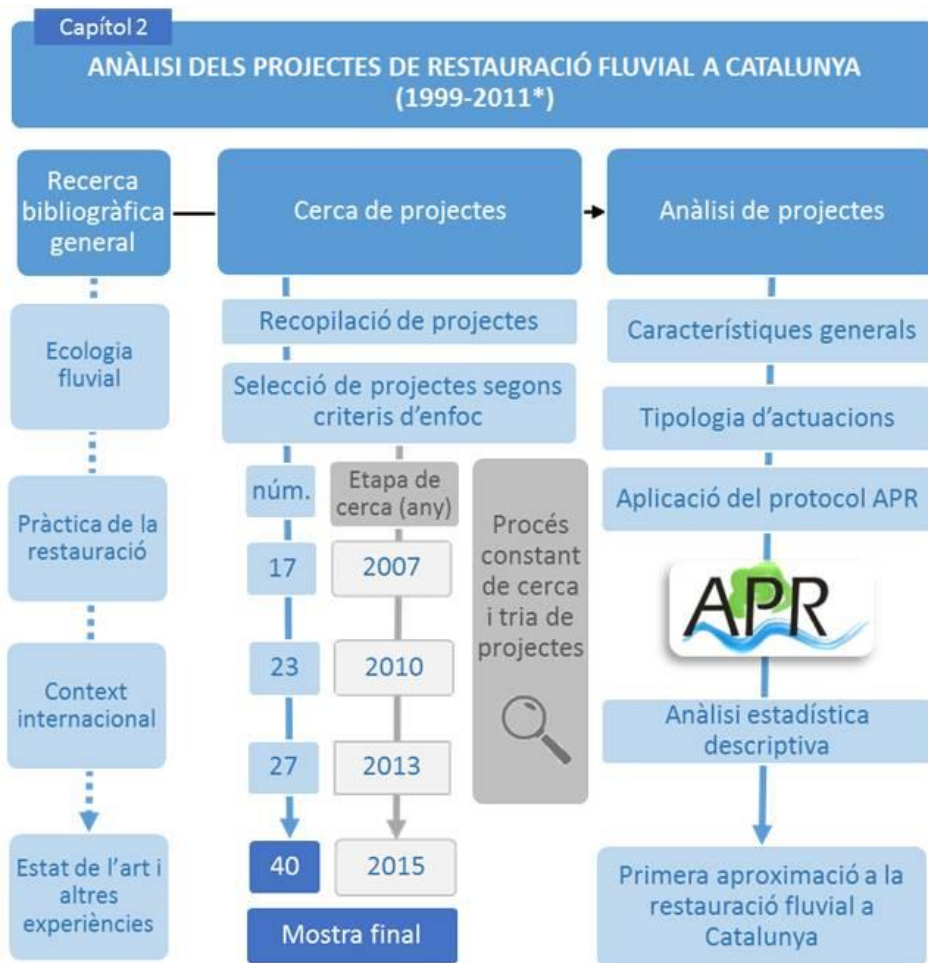
4.2.3 MATERIALS I MÈTODES

El procés metodològic seguit per a la recerca que es presenta en aquest capítol s'exposa a continuació i se sintetitza a la Figura 14.

4.2.3.1 *Recerca bibliogràfica general*

La recerca bibliogràfica ha estat un fet transversal a la tesi, per bé que certes especificitats s'han explorat en major mesura en determinats capítols. En aquest, ha

estat rellevant la literatura relacionada amb la pràctica de la restauració i els principals continguts que haurien de reunir els projectes de restauració, per tal de realitzar una primera catalogació dels projectes existents.



(*any de redacció dels projectes seleccionats en la mostra final)

Figura 14: Esquema general del procés metodològic de la recerca presentada en aquest capítol. Cal notar que el moment en que es va efectuar la cerca i incorporació dels projectes a la base de dades de la tesi (entre 2007 i 2015) és diferent del seu moment de redacció (entre 1999 i 2011*).

4.2.3.2 Cerca de projectes

La matèria primera d'aquest treball són els projectes de millora dels espais fluvials. S'ha realitzat una recopilació el màxim d'exhaustiva possible de projectes elaborats a Catalunya.

El territori en el qual se circumscriuen els projectes analitzats és el conjunt del Principat, i totes les demarcacions hidrogràfiques que s'hi inclouen (conques internes i conques intercomunitàries).

Una primera selecció de 17 projectes va ser la base sobre la qual es va elaborar el Diploma d'Estudis Avançats (DEA) en Ecologia Fonamental i Aplicada de la doctoranda (Puértolas 2007). Posteriorment, es va anar ampliant la mostra arribant als 23 projectes al 2010, els 27 al 2013 i completant-se fins als 40 al 2015. Durant tot aquest procés s'han realitzat contactes amb diverses entitats que desenvolupen projectes, tant privades com organitzacions sense ànim de lucre. En paral·lel, s'ha mantingut també relació amb l'Agència Catalana de l'Aigua.

Els criteris seguits durant aquesta fase han estat orientats a la recerca de projectes centrats en la gestió de l'espai fluvial per millorar-ne l'estat, amb projectes focalitzats en el propi riu o en d'altres parts de l'espai fluvial (terrasses fluvials, plana al·luvial, basses dins de la zona inundable, etc.). S'han exclòs d'entrada els projectes amb actuacions que comportessin danys importants a l'ecosistema (entubament, pas de serveis, creació d'infraestructures, etc.) en tractar-se de projectes d'enginyeria hidràulica sense relació amb la temàtica de la tesi. En successives fases s'han descartat també alguns projectes que ja de partida estaven dirigits a escometre actuacions sectorials (p.e. de millora de la xarxa de camins fluvials) i altres per als quals no es disposava de tota la informació.

Val a dir que el nombre de projectes recopilats per a l'anàlisi de la present tesi (n=40) és inferior al total de projectes redactats a Catalunya durant aquest període, per bé que hom infereix una certa proporcionalitat i relació de la mostra analitzada amb els esdeveniments claus per a la proliferació d'aquesta activitat, que s'exploren en aquest capítol.

4.2.3.3 Anàlisi de projectes

Els 40 projectes que formen part de la mostra final s'han codificat per tal de facilitar-ne la identificació durant les anàlisis. Els codis corresponen a l'ordre d'incorporació a la base de dades de la tesi i a la conca hidrogràfica a la qual pertanyen, amb una darrera xifra que indica l'ordre dins dels projectes de la mateixa conca.

Val a dir que els projectes recopilats estaven en diferents estats d'execució en el moment d'analitzar-los. En tots els casos s'ha consultat la màxima informació a l'abast, per bé que s'hi ha tingut accés de manera desigual. Si bé en la major part dels casos s'ha pogut consultar la memòria o el projecte executiu en format digital, només s'ha pogut consultar el document de síntesi o resum executiu d'alguns dels projectes.

Per tal d'analitzar de manera exhaustiva la seva qualitat en termes de disseny, s'ha aplicat el protocol APR als 40 projectes de la mostra (al Capítol 1 de la tesi s'hi descriu de manera detallada el protocol i els subapartats en els quals s'estructura). En aquest Capítol 2 es presentaran els resultats de les puntuacions obtingudes en els apartats de Diagnosi, Objectius, Actuacions i Seguiment, tant des de la vessant ambiental com socioeconòmica. Aquests tenen un rang de puntuacions de 0 a 100 respectivament, sumant un màxim de 400 punts en la part ambiental i 400 punts més en la part econòmica, amb un total de 800 punts. Per tal d'assolir la puntuació final total màxima del protocol (1000 punts), cal afegir-hi els 100 punts corresponents a la puntuació de l'apartat del pressupost ambiental i 100 punts més per al pressupost socioeconòmic. No obstant, deguda l'heterogeneïtat de la informació econòmica dels projectes (que

s'exposa a continuació) en alguns dels anàlisis efectuats s'han exclòs les puntuacions dels apartats del pressupost (considerant un APR màxim de 800 punts). En aquests casos la informació econòmica s'ha analitzat en termes absoluts (euros d'inversió associada als projectes en comptes de la puntuació obtinguda als apartats del pressupost).

Els càlculs econòmics que es duen a terme en el treball a partir dels projectes consultats s'han fet sempre en base al pressupost executiu (o d'execució material), de manera que no inclouen les despeses estructurals (13%), el benefici industrial (6%) ni l'Impost sobre el Valor Afegit (IVA), ja que els tipus impositius han anat fluctuant al llarg de tot el període de redacció dels projectes entre 1999 i 2011. Totes aquestes partides afegides al pressupost executiu donen com a resultat el cost final.

Finalment, l'estadística descriptiva de les dades s'ha efectuat amb el paquet estadístic Ginkgo v.1.7. (De Cáceres 2005) i la resta d'operacions i gràfics s'han elaborat amb un full de càlcul MsExcel.

4.2.4 RESULTATS

S'ha analitzat una mostra de 40 projectes (Taula 2) que es considera representativa del desenvolupament de la restauració a Catalunya entorn a la primera dècada del segle XXI.

4.2.4.1 Aspectes formals

Entre els projectes analitzats, s'han observat diferències relatives a la magnitud del projecte, essent alguns treballs unitaris i altres un conjunt de subprojectes emmarcats en una sola iniciativa. En ambdós casos, la documentació que conforma els projectes acostuma a ser similar tot i que amb diferències de volum.

Taula 2: Llistat dels títols dels 40 projectes de la mostra i codificació emprada.

Codi	Títol del projecte
1-LL1	Projecte bàsic de recuperació mediambiental de l'espai fluvial del Llobregat a la comarca del Baix Llobregat (TRAM 1)
2-LL2	Projecte bàsic de recuperació mediambiental de l'espai fluvial del Llobregat a la comarca del Baix Llobregat (TRAM 2)
3-LL3	Riu Verd II - Restauració del bosc de ribera als rius Llobregat i Cardener
4-TE1	Projecte de restauració ambiental i condicionament per a l'ús públic del riu Ter a Celrà
5-TE2	Projecte executiu de restauració ambiental i paisatgística de la riera de les carboneres i d'un tram del riu Ter a Ripoll
6-B1	Restauració dels marges del torrent de Colobres a l'aiguabarreig del riu Ripoll
7-B2	Projecte bàsic de recuperació mediambiental de l'entorn fluvial del riu Congost
8-TO1	Proyecto de renaturalización de las rieras de Reixac y Vallmanya
9-TO2	Projecte de conservació i millora de l'entorn de la riera de Santa Coloma i la riera de Castanyet
10-B3	Projecte bàsic de recuperació mediambiental de l'entorn fluvial del riu Mogent
11-LL4	Millora de l'entorn fluvial de Copons
12-B4	Projecte de restauració i millora del bosc de ribera de la riera de la Vall d'Horta i espais adjacents P.N. Sant Llorenç del Munt i l'Obac
13-FL1	Projecte de recuperació del bosc de ribera del riu Fluvià
14-TE3	Projecte executiu de les obres de creació d'una zona humida amb tècniques de bioenginyeria al Parc de les Hortes de Santa Eugènia T.M. Girona
15-LL5	Projecte executiu de creació de la bassa de Can Dalmasses al terme municipal de Collbató
16-B5	Projecte executiu de la restauració ambiental del torrent de Can Sunyer al terme municipal de Martorelles (Vallès Occidental)
17-B6	Projecte bàsic de recuperació mediambiental de l'entorn fluvial del riu Tenes
18-B7	Actuació de millora de l'entorn fluvial de la desembocadura del riu Gaigà al terme municipal de Tarragona
19-TO3	Restauració d'espais fluvials del braç esquerre del riu Tordera.
20-LL6	Recuperació de riberes a l'aiguabarreig Llobregat-Gavarresa en l'àmbit de la corbatera, Sallent (Bages)
21-E1	Projecte de millora de l'hàbitat fluvial del Segre a Alòs de Balaguer
22-LL7	Recuperació del perfil natural del riu Cardener just aigües amunt del pont nou
23-TE4	Projecte de la millora del curs del riu Terri a la zona industrial del municipi
24-TE5	Restauració i custòdia del torrent i pantà de Garet (Lluçà, lluçanès), conca del riu llobregat
25-TE6	Projecte de restauració de ribera del riu Gurri al pont del ferro
26-B7	Projecte de recuperació ambiental del riu Ripoll (2a fase)
27-E2	Projecte de recuperació de la vegetació de ribera afectada per l'incendi al riu Canaletes i tributaris
28-FR1	Recuperació de l'entorn fluvial del Francolí entre l'assut d'EMATSA i el pont d'accés a l'autopista AP-7 a Tarragona
29-TO4	Projecte de gestió i conservació de la vegetació i recuperació d'un tram de l'espai fluvial del riu Tordera T.M. Tordera
30-B8	Desconstrucció de les estructures presents a la llera i millora ambiental de la riera de Rubí
31-B9	Restauració de l'espai fluvial del tram del torrent de la Betzuca a l'açada de Can Ponsic
32-TE7	Recuperació dels hàbitats aquàtics de la finca de les closes de la Fonollera, Torroella de Montgrí (Baix Empordà)
33-TE8	Restauració i recuperació del bosc de ribera del riu Méder des de la C-17 fins al pont de l'antiga N-152
34-B10	Projecte executiu de restauració de l'espai fluvial de la Riera Seca al barri de Poble Nou
35-FO1	Projecte executiu de creació del parc d'horta a Santa Margarida i els Monjos
36-LL8	Restauració de l'espai fluvial de la Riera de Vallvidrera
37-B11	Projecte de restauració del meandre del riu Congost a Can Gallicant
38-FR2	Projecte de rehabilitació ecològica de l'espai fluvial del riu Francolí entre la Font de la Ceba i el Pont Vell al T.M. de Montblanc i adequació i potenciació del seu ús públic
39-LL9	Conservació, millora i senyalització d'un espai fluvial del riu Negre a Clariana de Cardener
40-B12	Projecte de restauració ambiental de l'espai fluvial del riu Ripoll al seu pas pel T.M. de Ripolllet

Es tracta generalment d'una memòria on generalment s'hi presenta el gruix de la informació recopilada i elaborada per l'equip redactor en diversos apartats, un document de síntesi que presenta de manera molt breu les principals línies del treball i altres documents que poden concretar o ampliar la informació d'aquests. Sovint s'ha observat també la presència de fitxes detallades per cadascun dels trams afectats (o

per cadascun dels subprojectes) que de vegades ofereixen informació nova que no havia estat recollida a la memòria o al document de síntesi.

4.2.4.2 Terminologia

Una altra vessant de la diversitat pot trobar-se en la nomenclatura dels projectes consultats (Figura 15). Enllaçant amb el debat terminològic encetat a l'apartat introductori de la tesi, el terme més utilitzat per anomenar els projectes és "Restauració", que apareix al títol de 15 projectes.

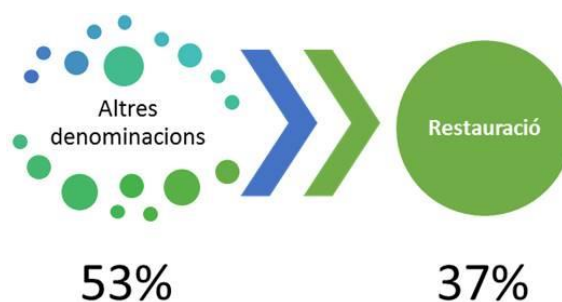


Figura 15: Nomenclatura dels projectes consultats (n=40) entre els que destaca l'ús del terme "restauració".

D'entre les altres fórmules emprades, un terç opta per "Recuperació mediambiental" (32%). La resta utilitzen fórmules més modestes, com "Millora" (12%) o "Conservació i millora" (3%). Curiosament, només un projecte es denomina com a "Rehabilitació" i un darrer es decanta per "Renaturalització". Finalment, un 10% dels projectes tenen altres nomenclatures més descriptives de l'actuació principal del projecte, i s'allunyen de les corrents predominants pel que fa a la nomenclatura de projectes.

4.2.4.3 Distribució temporal

El marc temporal de redacció dels projectes analitzats engloba un període de 12 anys, entre 1999 i 2011. Es pot afirmar que en els primers anys de la sèrie la xifra de projectes redactats era menor que en la segona meitat, ja que la restauració era una activitat incipient al nostre País. Es considera que el punt d'inflexió en la generalització de

projectes està relacionat amb la promoció d'aquesta activitat per part de l'administració catalana, a través de diverses línies de subvenció específiques de l'ACA (per a major detall veure apartat 1.3.4 de la Introducció de la tesi). Així, la mostra analitzada recull 9 projectes del 2006, coincidint amb la primera convocatòria d'ajuts públics. Posteriorment l'activitat es va mantenir força constant en els 3 anys següents, amb una vintena de projectes incorporats a la mostra que van ser redactats entre 2007 i 2009, coincidint amb el punt àlgid de la restauració a Catalunya. Aquest era, doncs, un moment en el qual hi havia molts projectes que es redactaven per optar a noves convocatòries d'ajuts, però també en el qual molts projectes estaven executant-se, i, per tant, la pràctica de la restauració s'anava consolidant. Finalment, es van recopilar menys projectes redactats entre 2010 i 2011, en un període coincident amb la finalització de les principals convocatòries públiques, situant-se la sèrie temporal en els 40 projectes acumulats.

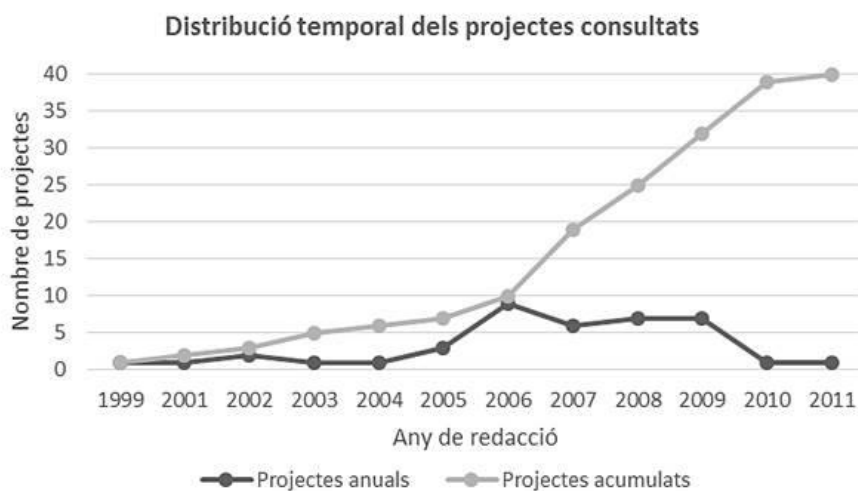


Figura 16: Sèrie temporal dels projectes analitzats (n=40) segons el moment en el qual es van redactar, indicant-se els projectes per any i el total acumulat.

4.2.4.4 Promoció

En un inici es tractava de projectes molt vinculats a entitats privades i organitzacions no governamentals i normalment amb un pressupost limitat. El compromís local de molts municipis amb l'Agenda 21 ha pogut contribuir també al desenvolupament d'alguns projectes des de l'àmbit municipal. A mesura que es va prenent consciència de la importància dels ecosistemes fluvials i a partir de l'entrada en vigor de la DMA (CE 2000) es diversifiquen les iniciatives encaminades a millorar l'estat ecològic dels rius. Les administracions veuen en aquest tipus de projectes una via per millorar l'estat dels rius i assolir el bon estat ecològic l'any 2015, i augmenten els promotors del sector públic (ajuntaments, diputacions, consorcis, etc.) . No obstant, sovint s'observa que els projectes de promoció pública estan redactats per altres entitats (empreses especialitzades i, en menor mesura, associacions del tercer sector de caire ambiental). La difícil conjuntura econòmica posterior comporta que l'administració prioritzi subvencionar altres línies d'actuació i, finalment, la promoció d'aquest tipus de projectes se'n ressent fortament.

4.2.4.5 Distribució territorial

El principal focus de contaminació que afecta la qualitat dels recursos hídrics de les conques internes catalanes està en el sector central del Principat, degut a la important pressió antròpica que pateix la zona. Aquest fet es veu reflectit també amb un major nombre de projectes en conques que han patit greus alteracions de l'estat ecològic dels rius. És el cas de la conca del Besòs i la del Llobregat, que reuneixen més del 50% dels projectes, localitzats en molts casos en trams mitjans i baixos, en zones d'influència de grans nuclis de població (Barcelona, Martorell, Sabadell, Granollers, etc.).

Distribució per conques dels projectes consultats

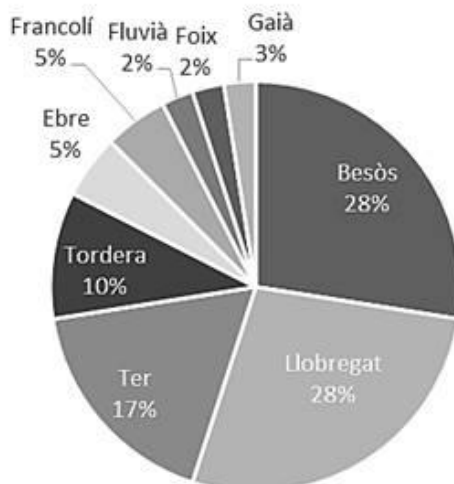


Figura 17: Repartiment dels projectes per conques hidrogràfiques (n=40).

Per províncies, Barcelona reuneix el 70% dels projectes, seguida de lluny per Girona (15%), Tarragona (10%) i Lleida (5%).

4.2.4.6 Aspectes econòmics

Si calculem el cost mitjà d'un projecte agafant com a base els pressupostos executius dels projectes consultats, obtenim una xifra entorn als tres quarts de milió d'euros per projecte (706,885€), per bé que la mitjana se situa en els 147,751€. Aquesta darrera dada és més ajustada a les característiques de la majoria dels projectes (Figura 18), mentre que la mitjana, tal i com es veurà a continuació, es troba fortament condicionada per alguns projectes amb elevat pressupost. És evident que existeixen diferències molt destacables entre els pressupostos dels projectes consultats, que van dels 9,000€ als gairebé 8 milions i mig.

Rangs de pressupost dels projectes consultats

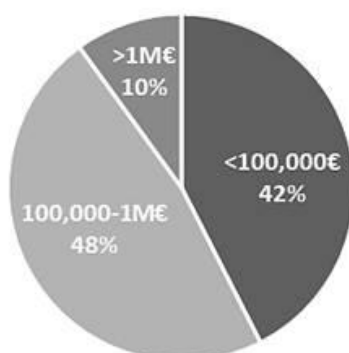


Figura 18: Ordre de magnitud dels pressupostos executius dels projectes consultats, on M€ són milions d'euros.

Aquesta variabilitat i també les grans xifres a les quals arriben alguns projectes són aspectes a tenir en compte des de bon començament en el context d'aquesta recerca. En general, hom espera que un projecte tingui més qualitat general, i per tant assoleixi una puntuació major en el protocol, quan es disposi d'un major pressupost que permeti dur a terme una bona diagnosi i sufragar unes actuacions que puguin incidir més àmpliament en els compartiments de l'espai fluvial que ho requereixin.

En total, la suma dels pressupostos dels projectes analitzats suposa una inversió de més de 28 milions d'euros.

4.2.4.7 Enfoc dels projectes

Les orientacions dels projectes són diverses, però es distingeixen aquells més sectorials, que se centren en una part concreta de l'ecosistema (per exemple, el bosc de ribera), d'aquells més globals, on tot l'ecosistema és objectiu de la restauració.

S'observa, en general, que les actuacions d'integritat biològica (IB) per a l'àmbit de la vegetació són omnipresents, mentre que les destinades a la fauna apareixen de manera esporàdica. En particular, un dels objectius més habituals a Catalunya és la lluita contra

les espècies invasores. Entre aquestes, una de les més esteses als cursos fluvials catalans és el canyar (*Arundo donax*). Per combatre-la es duen a terme actuacions molts diverses (esporgues, retirada del rizoma, cremes, confinament, pastoreig, tractament amb herbicides, etc.) i a diferent escala, que en alguns casos poden tenir afectacions colaterals sobre el medi receptor (veure Capítol 4 de la tesi i (Puértolas et al. 2010)).

Pel que fa a la integritat hidrogeomorfològica, hi ha certa tendència a incidir sobre les riberes, amb actuacions generalment d'estabilització dels marges utilitzant tècniques de més o menys esforç. Les actuacions de millora de la qualitat de l'aigua són escasses i generalment es refereixen a la creació de zones d'aiguamoll o basses amb espècies d'helòfits que afavoreixin la retirada de nutrients i l'augment de la capacitat d'autodepuració. En aquests casos, s'ha tingut especial cura al distingir la partida pressupostària destinada a la vegetació per plantacions de zones humides, per bé que en alguns casos ha estat difícil discernir-ho.

Les actuacions de paisatge també són bastant freqüents, ja sigui en la seva vessant de gestió (amb un gran nombre d'actuacions de neteja dels espais) o en la d'actuacions més destinades a altres unitats del paisatge o a la integració paisatgística d'infraestructures (amb diverses iniciatives d'apantallament utilitzant vegetació).

Les activitats de lleure són més abundants que les d'educació ambiental, incloent les primeres les adequacions de camins i corriols que només s'han considerat en el segon grup quan anaven acompanyades de continguts educatius. Així, és especialment remarcable la vessant d'actuació creant accessos al riu d'alguns projectes (p.e. 2-LL2), que en termes econòmics poden suposar més inversions que no pas les destinades a plantacions, per exemple, quan en canvi les actuacions que proposen són teòricament de caire més ambientalista.

4.2.4.8 Qualitat dels projectes: Protocol APR

Les puntuacions obtingudes aplicant el protocol APR a la mostra dels 40 projectes analitzats es presenten de manera agregada a la Taula 3. Com pot apreciar-se, el color predominant a la taula és el vermell, indicant que les puntuacions es troben a la franja baixa pel que fa a qualitat. Les puntuacions totals (suma de Diagnosi, Objectius, Actuacions i Seguiment, tant ambiental com social) indiquen una qualitat general moderada-baixa. En aquest sentit, les puntuacions totals ambientals són més altes que les socioeconòmiques, fet que respon a que el desenvolupament de la vessant ambiental dels projectes es coneix millor que la social per part dels equips redactors.

No obstant això, les puntuacions totals ambientals són baixes en el seu conjunt, amb només dos projectes per sobre dels 240 punts (color verd) dels 400 possibles i un per sobre dels 300 (color blau).

Per apartats, en general la Diagnosi és la que obté majors puntuacions del protocol, sobretot des del punt de vista ambiental. Un dels principals motius perquè no es desenvolupi de manera prou satisfactòria és la manca de diversitat entre els elements de l'ecosistema que es valoren. Així, hi ha la tendència a diagnosticar els grups sobre els quals es preveu actuar posteriorment (p.e. només la vegetació de ribera).

Només els projectes que fan una diagnosi rica i diversa, que permet alhora obtenir un coneixement més profund de l'ecosistema fluvial, tenen puntuacions més altes. Igualment, hi ha una falta d'integració en la resta del projecte de la informació de diagnosi.

Capítol 2

Taula 3: Puntuacions dels projectes analitzats amb el protocol APR per als apartats de Diagnosi, Objectius, Actuacions i Seguiment, des de la vessant ambiental (A) i socioeconòmica (S), amb una puntuació total màxima de 800 punts possibles. L'escala de color de les puntuacions correspon als nivells de qualitat definits al protocol APR (Capítol 1), indicant el vermell la pitjor qualitat, seguit del groc, el verd i el blau per a la màxima qualitat. Els rangs no són iguals per a tots els apartats.

Codi	Diagnosi		Objectius		Actuacions		Seguiment		Total A	Total S
	A	S	A	S	A	S	A	S		
1-LL1	52	28	16	10	30	20	18	0	116	58
2-LL2	58	0	4	4	40	10	18	0	120	14
3-LL3	50	52	22	13	30	10	18	9	120	84
4-TE1	20	24	15	20	30	40	9	0	74	84
5-TE2	20	12	11	15	20	55	24	0	75	82
6-B1	18	12	9	0	25	10	18	0	70	22
7-B2	100	80	87	95	100	100	33	27	320	302
8-TO1	12	12	5	2	40	10	18	0	75	24
9-TO2	50	4	14	25	40	25	0	0	104	54
10-B3	66	52	33	3	60	40	18	0	177	95
11-LL4	42	44	21	15	70	30	44	3	177	92
12-B4	36	0	23	6	50	25	0	0	109	31
13-FL1	6	12	17	9	20	5	9	0	52	26
14-TE3	28	12	9	0	20	10	18	0	75	22
15-LL5	26	24	12	6	40	40	18	0	96	70
16-B5	18	4	10	13	20	40	9	0	57	57
17-B6	82	60	37	32	90	100	33	18	242	210
18-B7	26	12	11	3	20	10	0	0	57	25
19-TO3	30	20	15	5	40	25	0	0	85	50
20-LL6	58	28	16	5	65	5	10	0	149	38
21-E1	40	36	31	5	70	60	52	0	193	101
22-LL7	32	20	19	6	20	25	0	0	71	51
23-TE4	24	8	25	11	55	5	0	0	104	24
24-TE5	62	40	20	13	60	35	63	9	205	97
25-TE6	24	36	3	7	20	30	0	0	47	73
26-B7	26	48	15	16	40	85	40	32	121	181
27-E2	72	56	55	20	60	30	84	92	271	198
28-FR1	76	44	11	21	40	45	33	0	160	110
29-TO4	24	24	22	15	45	10	0	0	91	49
30-B8	18	0	6	1	50	10	12	0	86	11
31-B9	12	16	1	3	20	5	3	0	36	24
32-TE7	22	46	39	20	65	85	75	51	201	202
33-TE8	34	28	12	19	10	40	2	2	58	89
34-B10	28	20	10	7	40	20	14	0	92	47
35-FO1	10	8	5	5	15	10	0	0	30	23
36-LL8	36	16	0	16	30	25	0	0	66	57
37-B11	66	48	30	18	40	35	21	0	157	101
38-FR2	54	36	19	29	60	35	3	0	136	100
39-LL9	12	12	22	16	50	30	0	0	84	58
40-B12	52	20	20	14	40	30	57	0	169	64

Per aquest motiu, el protocol APR incorpora un apartat final de diagnosi per a la “Síntesi d’impactes i processos degradatius”, que valora quan existeix una reflexió que unifiqui i vertebrï la diagnosi efectuada (en moltes ocasions inconnexa). Des d’un punt de vista social, els projectes tendeixen a tractar menys quin és el punt de partida. Aquest fet condueix a que es desenvolupin sovint actuacions de caire social, que l’equip redactor justifica en una necessitat de l’entorn, però que no es plasma en termes de diagnosi. En aquest sentit, també cal esmentar un dèficit general de citació i referenciació de les fonts bibliogràfiques i de les dades emprades en els projectes (sobretot pel que fa a la diagnosi), fet que l’APR penalitza.

Els objectius reben puntuacions en general baixes, reflex de l’escàs desenvolupament d’aquest apartat en molts projectes. Així, els apartats d’objectius acostumen a tenir una extensió menor i a mostrar poc grau de profunditat en general, sense precisar suficientment els canvis que s’espera aconseguir amb el projecte. D’altra banda, els objectius de tipus estructural (p.e. “Millorar la morfologia fluvial”) predominen respecte als que pretenen incidir també sobre la funcionalitat de l’ecosistema (p.e. “Recuperar espai per al lliure moviment dels rius i millorar la dinàmica de sediments”). Com s’observa a la Taula 3, els objectius socials novament tenen puntuacions més baixes que els de la vessant ambiental, sense que els equips redactors arribin a definir exactament què esperen aconseguir en termes socioeconòmics amb algunes de les actuacions (p.e. “Acostar el riu a la societat”). Aquest fet contrasta amb la justificació d’algunes actuacions dels projectes en pro de la voluntat d’aconseguir objectius socials. En referència a l’apartat d’actuacions, aquest és el més ben puntuat, tot i que no supera les puntuacions moderades. Arribar a aquest rang de qualitat sovint passa no tant per la diversitat d’actuacions com pel fet d’incloure’s actuacions (p.e. plantacions) que segueixin criteris de naturalitat i en cas d’actuar-se sobre el conjunt del tram.

El seguiment és la gran assignatura pendent en els projectes analitzats, ja que molt pocs dels projectes inclouen un pla de seguiment estructurat com a tal (p.e. 27-E2). En cas

de fer-se referència al seguiment de les actuacions, aquest acostuma a consistir en una inspecció general de la zona del projecte i generalment sempre durant el període de garantia dels treballs (de manera que en contades ocasions supera els 2 anys de durada). En el cas de les plantacions, la reposició de marres acostuma a fer-se constar, per bé que en ocasions aquestes noves plantacions es produeixen massa a prop de la fi del període de garantia (i la seva supervivència posterior és incerta i no se supervisa).

Contrastant les puntuacions obtingudes amb la inversió (Figura 19), els resultats indiquen que existeix una desvinculació entre un pressupost elevat i una bona puntuació al protocol. Per tant, dur a terme una bona recuperació fluvial en molts casos no és només qüestió de disposar d'un finançament elevat. De fet, els projectes amb major pressupost (1-LL1 i 2-LL2) són dels que obtenen puntuacions intermèdies o baixes, sense justificar l'interès social d'actuacions que comporten una certa artificialització del medi.

Puntuació de l'APR i pressupost dels projectes de restauració fluvial analitzats (n=40)

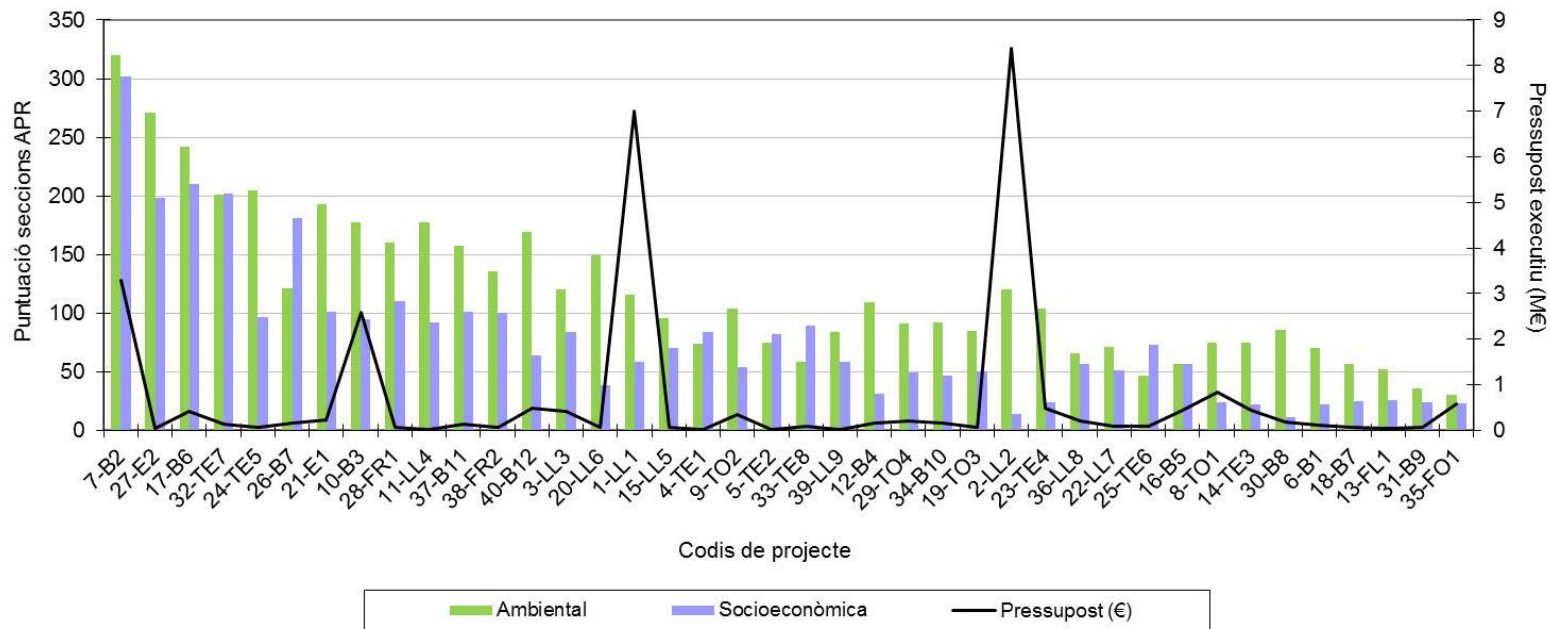


Figura 19: Representació de les puntuacions totals ambientals i socioeconòmiques en ordre decreixent obtingudes al protocol APR (incloent Diagnosi, Objectius, Actuacions i Seguiment, amb un màxim de 800 punts) per als projectes analitzats (n=40). La línia representa el pressupost executiu dels projectes (en milions d'euros).

Finalment, s'ha analitzat l'equilibri entre els apartats dels projectes per tal de valorar si existeix una coherència entre les puntuacions obtingudes als apartats, independentment del seu valor absolut. S'han calculat els ràtios de manera que es vegi la relació d'un apartat amb el següent successivament (enllaçant amb la filosofia seqüencial entre els apartats dels projectes que recull l'APR) i veure la línia de coherència que segueix cada projecte. A la Taula 4 hi ha els resultats del càlcul d'aquestes divisions entre les puntuacions dels apartats.

Els ràtios posen de manifest la baixa coherència entre els apartats de pràcticament tres quartes parts dels projectes. Així, el 38% dels projectes no tenen cap ràtio amb un valor considerat coherent i el 43% només en tenen un. El projecte 7-B2 és molt coherent en els seus apartats (4 de 6 estan assenyalats en verd) i a més presenta una elevada qualitat (veure Taula 3). Només 8 projectes tenen 2 o més apartats amb puntuacions que denoten un cert equilibri de conjunt. S'observen diverses casuístiques que expliquen aquest fet. En primer lloc, predomina la major puntuació als apartats de diagnosi mentre que no desenvolupen de manera prou adequada els objectius.

Aquest fet ocorre tant per a la diagnosi ambiental, que generalment té puntuacions més altes però objectius menys definits, com per a la diagnosi social. En alguns casos, s'observen valors extrems als ràtios (fins i tot per sobre de 10). Destaca que els objectius solen presentar puntuacions més baixes que les actuacions (amb predomini de ràtios per sota d'1) fet que denota mancances importants a l'hora de definir i conceptualitzar allò que s'espera assolir amb el projecte.

Taula 4: Ràtios obtinguts entre les puntuacions dels apartats successius del protocol, per a la vessant ambiental i la socioeconòmica. Es considera coherent quan la puntuació del quocient està assenyalada en verd a la taula (rang 0.7-1.3). La notació X/0 indica que el divisor és zero i no pot calcular-se el quocient.

Codi	Indicadors ambientals			Indicadors socioeconòmics		
	Diag/Obj	Obj/Act	Act/Seg	Diag/Obj	Obj/Act	Act/Seg
1-LL1	3,3	0,5	1,7	2,8	0,5	X/0
2-LL2	14,5	0,1	2,2	0,0	0,4	X/0
3-LL3	2,3	0,7	1,7	4,0	1,3	1,1
4-TE1	1,3	0,5	3,3	1,2	0,5	X/0
5-TE2	1,8	0,6	0,8	0,8	0,3	X/0
6-B1	2,0	0,4	1,4	X/0	0,0	X/0
7-B2	1,1	0,9	3,0	0,8	1,0	3,7
8-TO1	2,4	0,1	2,2	6,0	0,2	X/0
9-TO2	3,6	0,4	X/0	0,2	1,0	X/0
10-B3	2,0	0,6	3,3	17,3	0,1	X/0
11-LL4	2,0	0,3	1,6	2,9	0,5	10
12-B4	1,6	0,5	X/0	0,0	0,2	X/0
13-FL1	0,4	0,9	2,2	1,3	1,8	X/0
14-TE3	3,1	0,5	1,1	X/0	0,0	X/0
15-LL5	2,2	0,3	2,2	4,0	0,2	X/0
16-B5	1,8	0,5	2,2	0,3	0,3	X/0
17-B6	2,2	0,4	2,7	1,9	0,3	5,6
18-B7	2,4	0,6	X/0	4,0	0,3	X/0
19-TO3	2,0	0,4	0,2	4,0	0,2	X/0
20-LL6	1,3	0,4	6,5	7,2	0,1	X/0
21-E1	1,3	0,4	1,3	7,2	0,1	X/0
22-LL7	1,7	1,0	X/0	3,3	0,2	X/0
23-TE4	1,0	0,5	X/0	0,7	2,2	X/0
24-TE5	3,1	0,3	1,0	3,1	0,4	3,9
25-TE6	8,0	0,2	X/0	5,1	0,2	X/0
26-B7	1,7	0,4	1,0	3,0	0,2	2,7
27-E2	1,3	0,9	0,7	2,8	0,7	0,3
28-FR1	6,9	0,3	1,2	2,1	0,5	X/0
29-TO4	1,1	0,5	X/0	1,6	1,5	X/0
30-B8	3,0	0,1	4,2	0,0	0,1	X/0
31-B9	12,0	0,1	6,7	5,3	0,6	X/0
32-TE7	0,6	0,6	0,9	2,3	0,2	1,7
33-TE8	2,8	1,2	5,0	1,5	0,5	20,0
34-B10	2,8	0,3	2,9	2,9	0,4	X/0
35-FO1	2,0	0,3	X/0	1,6	0,5	X/0
36-LL8	X/0	0,0	X/0	1,0	0,6	X/0
37-B11	2,2	0,8	1,9	2,7	0,5	X/0
38-FR2	2,8	0,3	20,0	1,2	0,8	X/0
39-LL9	0,5	0,4	X/0	0,8	0,5	X/0
40-B12	2,6	0,5	0,7	1,4	0,5	X/0

Tot i no ser tan habitual en la vessant ambiental com en la social, de vegades les puntuacions en l'apartat d'objectius són més altes que no pas en la diagnosi (amb ràtios al primer quocient per sota de 0). Aquest fet posa de manifest, en certa mesura, la manera de fer preconcebuda d'alguns dels projectes (13-FL1, 32-TE7) i passa més sovint en aspectes socioeconòmics (es desenvolupa més l'objectiu sense que hi hagi prou base de diagnosi per a sustentar-ho).

Atès que el seguiment és l'apartat menys desenvolupat en els projectes, pràcticament no hi ha quocients d'Activitats vs Seguiment per sota de zero.

A més, a la baixa qualitat del seguiment s'hi afegeix que el seguiment social sovint no està gens desenvolupat als projectes, que tenen un zero en aquest apartat, fet que impossibilita realitzar els quocients (indicant-se X/0 a la taula).

4.2.5 Discussió

A nivell internacional la restauració fluvial és una indústria milionària (Palmer, Allan, et al. 2005; Wohl et al. 2015; Erwin et al. 2016) i té perspectives de mantenir un fort creixement en alguns països (Kurth & Schirmer 2014). En l'àmbit català, és una activitat força més recent, tot i que des del seu sorgiment a principis del segle XXI va experimentar un important creixement, que s'ha vist alentit en els darrers anys.

Tot i la proliferació de projectes durant la darrera dècada, aquests projectes s'han elaborat sense seguir uns criteris estructurals, degut en part a la manca de precedents i d'eines per al seu plantejament.

Amb aquesta recerca s'ha validat el protocol APR com a eina que permet avaluar detalladament la qualitat en el disseny dels projectes. El disseny del protocol APR ha estat el més exhaustiu possible, per bé que poden haver-hi diferències d'interpretació segons qui l'apliqui, que podrien conduir a resultats diferents per a un mateix projecte, fins i tot en el cas de que l'aplicació s'hagués dut a terme per especialistes. L'assignació

de les puntuacions i l'elaboració de rangs de qualitat per als diferents subapartats s'ha dut a terme d'acord amb la coherència i importància de cadascun d'aquests. També cal fer constar que en efectuar-se una valoració *a posteriori* dels projectes és important contextualitzar-los per tal d'entendre també en el context i el moment en que van dissenyar-se. Així, el fet de que els projectes analitzats es trobessin en diferents moments d'execució a l'hora d'aplicar el protocol APR no ha tingut implicacions en l'anàlisi, donat que la font d'informació ha estat la documentació redactada abans de l'inici dels treballs (memòria o projecte executiu).

Aquest estudi constata els bons resultats obtinguts per part de projectes amb pressupost menor, de manera que dissenyar un projecte de qualitat sovint sembla que és una qüestió més aviat de voluntat, rigor i aprofitament de les fonts a l'abast. Així doncs, molts dels projectes poden millorar-se, en alguns casos amb relativament poc esforç conceptual i econòmic. En aquest sentit, la manca de directrius formals concretes per a la redacció de projectes de restauració pot ésser la causa de la diversitat de formes i continguts observada a la mostra analitzada, fet que en dificulta l'anàlisi. Un exemple és la impossibilitat d'elaborar gràfiques de l'extensió o superfície dels projectes degut a que en alguns casos no s'ha trobat explícitament aquesta informació a la documentació disponible.

En aquest sentit, un altre apartat en el qual hi ha hagut dificultats per a la seva interpretació ha estat el pressupost. En algun casos, les sumes finals dels costos dels projectes consultats no s'havien recollit a la documentació del projecte, de manera que ha calgut sumar un per un els pressupostos parcials dels subprojectes. En altres casos, això no ha estat possible ja que només hi constaven algunes nocions orientatives dels costos d'algunes actuacions sense distingir a quines actuacions s'adreçaven les partides corresponents. Ambdues circumstàncies han condicionat les possibilitats d'efectuar una anàlisi conjunta exhaustiva de la imputació de costos segons la tipologia d'actuacions.

S'ha de fer notar la utilitat d'un exercici d'anàlisi com aquest per posar de manifest que sovint es destinen grans inversions en projectes que tenen una temàtica marcadament d'enginyeria, i que s'emparen en la voluntat social, però que a l'hora de la veritat no duen a terme cap exercici de diagnosi socioeconòmica per conèixer les preferències i interessos dels diferents agents implicats.

La inversió que comporten la gran majoria dels projectes és moderada en comparació amb altres països i aquest fet està relacionat amb la tipologia d'actuacions predominant. Així, a Catalunya hi ha una gran tradició d'actuacions de tipus estructural dirigides a incidir sobre la vegetació de ribera (fonamentalment de port arbori) i a les actuacions de bioenginyeria per a l'estabilització de marges, que també són ubiques entre els projectes consultats. No obstant, és important que els projectes se centrin més en la funcionalitat que no pas en la forma (P. R. Wilcock 1997; M. Kondolf 1998; Wohl et al. 2005; Simon et al. 2007; Erwin et al. 2016). S'han observat tipus d'actuacions que a Nord-Amèrica es consideren habituals (p.e. eliminació de preses o rescloses) (Palmer & Allan 2006) que en el nostre cas encara no ho són als projectes catalans. Igualment, la despesa mitjana en millora ambiental als Estats Units (gestió de la fauna fluvial, reconexió amb la plana al·luvial, augment del cabal, etc.) estan molt per sobre de la inversió que hi efectuen de mitjana els projectes consultats en aquesta tesi. En el marc del projecte europeu FORECASTER van recopilar-se un conjunt de 60 actuacions a tot l'Estat (González Del Tánago et al. 2012), que també mostren una tendència predominant de les mesures estructurals sobre la vegetació de ribera davant altres actuacions més funcionals (règim ambiental de cabals, guany d'espai per al riu a la plana al·luvial, etc.).

Una mesura estrella d'entre els projectes analitzats en aquesta tesi és la reducció de les poblacions d'espècies invasores, especialment la canya americana (*Arundo donax*), tan estesa als nostres rius. Es vol fer èmfasi en el fet que tant les autoritats com molts dels projectes analitzats destinen grans inversions a esporgues o cremes de canyar que

no tenen un efecte perdurable sobre les poblacions d'aquesta espècie. La presència extensiva de la canya americana és una de les majors causes de degradació dels ecosistemes riberencs a Catalunya i requereix un conjunt de mesures que hi incideixin a mig i llarg termini, de cara a aturar la seva expansió.

Es posa de manifest que la manca de plans de seguiment estructurats és una tònica general dels projectes catalans. Aquest fet enllaça amb el que ocorre també a nivell internacional (Jähnig et al. 2011; Bernhardt et al. 2011; Vermaat et al. 2016), i sovint quan es fa constar que s'ha dut a terme seguiment, típicament es tracta del seguiment de la implementació del projecte i no dels seus resultats.

També existeix la tendència a conceptualitzar les actuacions a nivell de tram, fet que implica que sovint no s'efectua una diagnosi a escala major i, alhora, no s'inclouen mesures de gestió encaminades a actuar més enllà del tram. Aquest fet pot dificultar la gestió dels processos que ocasionen la degradació de l'espai fluvial (Palmer et al. 2010; Wahl et al. 2013; Neale & Moffett 2016), donat que serà més difícil trobar actuacions dirigides a incidir sobre les fonts de contaminació difoses, per exemple, o d'altres impactes que requereixin una actuació a nivell de massa d'aigua, de subconca o de conca. Les subvencions per part de l'administració, tenen un paper important sens dubte en l'elaboració de propostes de petita escala, però caldria dotar-les de més força per incidir en un major nombre de projectes i de més entitat. Queda encara per resoldre com s'haurien de posar en pràctica aquests esforços de restauració en termes de mida, ubicació i continuïtat al llarg dels rius per ser efectius en la millora del seu Estat Ecològic. Així, cal estudiar el potencial sinèrgic que poden tenir petites actuacions localitzades estratègicament (en reservoris o en punts calents) en la recuperació integral de l'ecosistema fluvial. Fòrmules com la custòdia fluvial poden contribuir també positivament a l'extensió de la pràctica de la restauració. Per la seva banda, l'administració hauria d'intentar impulsar unes línies guia per tal de consolidar en un marc més ampli els projectes que tenen un abast excessivament local. Així, seria

interessant que, tant des del punt de vista científic com de la gestió, es considerés l'efecte acumulatiu de diversos projectes de restauració en una mateixa conca. Per aquesta raó, s'haurien de promoure projectes no només centrats en aconseguir millores a curt termini en alguns dels indicadors de l'estat ecològic (sobretot les mesures orientades a la composició i l'estructura de la vegetació de ribera).

Cal revisar les prioritats i també reflexionar entorn de la resposta i el marge que es deixa per al dinamisme i la naturalitat dels rius, a l'hora de planificar actuacions que estabilitzin els marges a curt termini i frenin els processos erosius a escala local, ja que també s'impedeix que el riu evolucioni per si mateix (Habersack et al. 2007). Aquesta evolució, que sens dubte serà inevitable a llarg termini, pot ser contrària a les actuacions que haguem aplicat d'una manera tant intensa i costosa en termes econòmics. Disminuir la velocitat de processos de degradació, juntament amb les mesures per a garantir la disponibilitat d'espai (Hering et al. 2010) i el cabal per al riu, pot ser una forma eficaç per a l'ecosistema canviï fins a trobar un nou punt d'equilibri, més proper a les condicions naturals. En el futur podem veure un canvi per trobar més projectes on el riu pot desenvolupar-se amb un règim de crescudes dinàmic, minimitzar les fonts difoses de contaminació a nivell de conca. Per exemple, les accions de gestió a nivell de conca podrien remediarels danys associats a la salinització de l'aigua dolça (Cañedo-Argüelles et al. 2016). Moltes d'aquestes mesures seran menys visibles a nivell de tram i, per tant, serà necessari dur a terme un major esforç de difusió entre les parts interessades, per tal de transmetre el valor d'un model menys intervencionista en la gestió dels ecosistemes fluvials.

Finalment, la retirada del suport públic als projectes de restauració fluvial compromet el desenvolupament i la consolidació d'aquesta pràctica a Catalunya, que havia començat a produir-se entorn al 2010. Per exemple, dels 240,9 milions d'euros d'inversió planificada en recuperació de riberes a les conques internes catalanes entre 2006 i 2014, només se n'ha executat el 22% (ACA 2016). Aquesta xifra decreix fins al

2% d'execució pel que fa a les inversions previstes durant aquest primer cicle de planificació en millora de la connectivitat fluvial (ACA 2016). Així, la manca d'actuacions suficients per a la millora de l'estat ecològic dels ecosistemes fluvials pot traduir-se en dificultats de compliment de les obligacions que marca la DMA, per bé que el Programa de Mesures preveu noves inversions encaminades a aquest objectiu per al segon cicle de planificació (2016-2021).

4.3 CAPÍTOL 3: EVALUATION OF SIDE-EFFECTS OF GLYPHOSATE MEDIATED CONTROL OF GIANT REED (*ARUNDO DONAX*) ON THE STRUCTURE AND FUNCTION OF A NEARBY MEDITERRANEAN RIVER ECOSYSTEM²

4.3.1 SUMMARY

The aim of this study was to evaluate the effect of the application of the herbicide Herbolex (Aragonesas Agro, S.A., Madrid, Spain) to control giant reed (*Arundo donax*), which has glyphosate as active ingredient, on the structure and function of a nearby river ecosystem. Specifically, we assessed glyphosate environmental fate in the surrounding water and its effects on transplanted *Daphnia magna*, field collected caddisfly (*Hydropsyche exocellata*) and on benthic macroinvertebrate structure assemblages. Investigations were conducted in the industrialized and urbanized Mediterranean river Llobregat (NE Spain) before and after a terrestrial spray of glyphosate. Four locations were selected to include an upstream site and three affected ones. Measured glyphosate levels in river water following herbicide application were quite high (20–60 mg/l) with peak values of 137 mg/l after three days. After 12 days of its application, leaching of glyphosate from sprayed riverbanks was quite high in pore water (20–85 mg/l) but not in the river. Closely linked with the measured poor habitat and water physicochemical conditions, macroinvertebrate communities were dominated by taxa tolerant to pollution and herbicide application did not affect the abundance or number of taxa in any location. Nevertheless, significant specific toxic effects on transplanted *D. magna* and field collected *H. exocellata* were observed. Effects included *D. magna* feeding inhibition and oxidative stress related responses such as increased antioxidant enzyme activities related with the metabolism of

² El capítol 3 fou publicat a la revista indexada *Environmental Research*, amb un factor d'impacte de 3,500 (2010), i s'adjunta a l'annex.

glutathione and increased levels of lipid peroxidation. These results emphasize the importance of combined chemical, ecological and specific biological responses to identify ecological effects of pesticides in the field.

4.3.2 INTRODUCTION

The degradation of riparian vegetation constitutes one of the major causes affecting the biological quality of surface waters within industrialized countries (Prat & Munné 2000a; Damásio et al. 2008) and one of the main causes of river degradation is the presence of invasive alien species, which poses a significant threat to the ecological integrity of river ecosystems. Alien species are often cited as the second most pressing threat (after direct habitat destruction) to global biodiversity (Mooney & Hobbs 2000; Van Wilgen et al. 2007). Giant reed (*Arundo donax*) is an invasive plant for riparian habitats (Spencer et al. 2008) and can be considered a primer riparian management problem. As river restoration has become a priority for water authorities and river managers in many countries (Bernhardt et al. 2005; Palmer, Allan, et al. 2005; Yoshimura et al. 2005; Woolsey et al. 2007), several methods for controlling this plant have been attempted and among them is chemical control with non-specific herbicides. Glyphosate is a broad-spectrum systemic herbicide that has been used to control a wide range of weeds; during the past four decades it has also been applied to control exotic or invasive species. Many commercial herbicides have been formulated using glyphosate (isopropyl amine salt) as active ingredient (Mozdzer et al. 2008; Tjelmeland et al. 2008; Papchenkova et al. 2009). However, the published data on glyphosate toxicity is predominantly related to acute toxicity (Tsui & Chu 2003; Tsui & Chu 2004). Even though there are also some studies on the chronic influence of glyphosate at low sub-lethal concentrations in *Daphnia* (Papchenkova 2007) or its effects on maternal exposure in rats (Daruich et al. 2001), their environmental hazards to invertebrate river species have not been assessed in depth (Ailstock et al. 2001). The most important

processes of dissipation that may be involved after application of glyphosate are complexation in water with ions, sorption to sediment, suspended particles in water and soil, photodegradation in water, uptake by plants and biodegradation (Daurich et al., 2001). Glyphosate is intended to be used in many Mediterranean rivers to eliminate foreign riparian vegetation and hence to reestablish autochthonous riparian vegetation. Recently the combined use of macroinvertebrate biotic indices and a large set of biomarker responses of field collected or transplanted invertebrate species allowed discriminating ecological effects of pollutants from those caused by organic pollution, flow modification or habitat degradation (Barata et al. 2005; Barata et al. 2007; Damásio et al. 2008). The aim of this study was to evaluate the effect of the application of the herbicide Herbolex (Aragonesas Agro, S.A., Madrid, Spain) to control giant reed (*A. donax*), which has glyphosate as active ingredient, on the structure and function of a nearby river ecosystem. Accordingly, our specific objectives included the assessment of glyphosate environmental fate in the surrounding water and the study of its effects on transplanted *Daphnia magna*, on field collected caddisfly (*Hydropsyche exocellata*) and on benthic macroinvertebrate structure and function.

4.3.3 MATERIALS AND METHODS

4.3.3.1 Study site

The study was conducted in the Llobregat river basin (Catalonia, NE Spain), which supply water to the city of Barcelona and is a good example of an intensively used Mediterranean stream system, being impacted by urban, agricultural and industrial activities (Prat & Ward 1994; Prat i Fornells & Rieradevall i Sant 2006; Damásio et al. 2008). On behalf of river restoration project to control the giant reed, glyphosate was applied in the riparian vegetation across a restricted area in the mid-section of the Llobregat river basin (Figura 20).

In order to evaluate the side-effects of this application, three locations were selected: L1 and L2 situated in the river Llobregat, up and downstream of a small sewage outflow, respectively, while a third location was placed in the Gavarresa stream (G), prior to its confluence with the Llobregat main channel. Llobregat is a middle mountain Mediterranean river type with a relatively high discharge while Gavarresa river type is lowland Mediterranean with more variable and lower discharge. The ecology of the Llobregat river has been extensively studied (Prat et al. 1984; Prat & Ward 1994; Jáimez-Cuéllar et al. 2002; Prat i Fornells & Rieradevall i Sant 2006; Damásio et al. 2008) and since 1994 a surveillance monitoring program is being carried out in this river supported by regional government and the Catalan water agency.

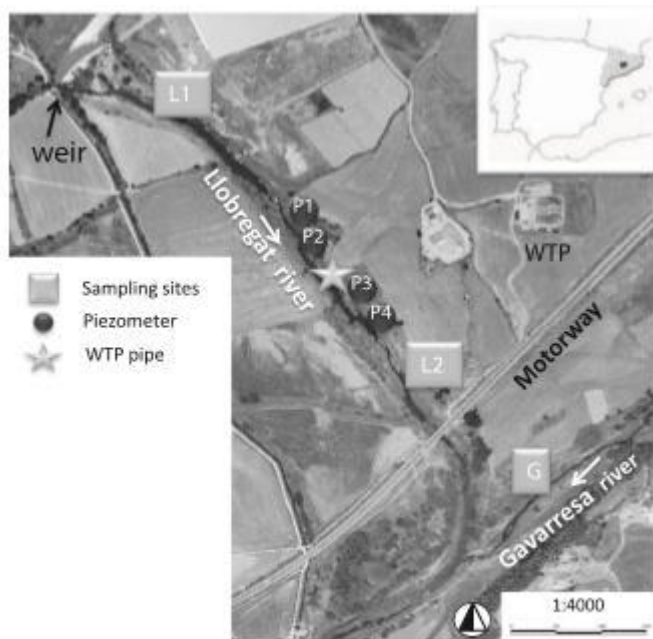


Figura 20: Study site in the Llobregat and Gavarresa junction in Catalonia (NE, Spain). Boxes are sampling sites: L1, L2 and G. Piezometer stations in spots from P1 to P4, two located upstream of the water treatment plant (WTP) pipe and two downstream.

According to previous studies the selected three sites are characterized by showing a moderate ecological quality due to degraded riparian vegetation and poor water

quality, specially due to salt discharge from an upstream mine (Prat & Ward 1994; Damásio et al. 2008). Terrestrial application of herbicide (2,1 kg glyphosate/ha) was conducted in an area of 0.5 Ha of riparian forest by the enterprise on June 8th, 2007, at these locations. Three months before spraying of leaves, stems were cut and reeds sprouted up to 1 m high. According to the remediation procedure scheme depicted above (Figura 21), our monitoring program included six samplings: time 1, five months before pesticide application on 13th January 2007; time 2, two months before, on 24th April 2007; time 3, just on herbicide application, on 8th June 2007; and two, three and twelve days after (time 4, 5 and 6). Both glyphosate and its major metabolite (AMPA) were determined from river water samples collected from the studied sites at times 3, 4, 5 and 6. In addition, contaminant levels in the pore water of the sprayed riverbanks were also measured using four piezometers deployed across the studied riverbank site (Figura 20).

PVC piezometers were 1 m long, completely porous and water extraction was made by manual suction. The structure of the benthic macroinvertebrate assemblages was assessed at times 1, 2, 3, 5 and 6. Transplants with *Daphnia magna* were deployed at times 3 and 6, whereas *Hydropsyche exocellata* samples were collected at times 3 and 5. The previous sampling schedule, summarized in Figura 21, was selected to increase recent historical data of the studied communities before treatment (time 1–2), and to include the periods of exposure to (time 3–5) and post-exposure (time 6) to the herbicide.

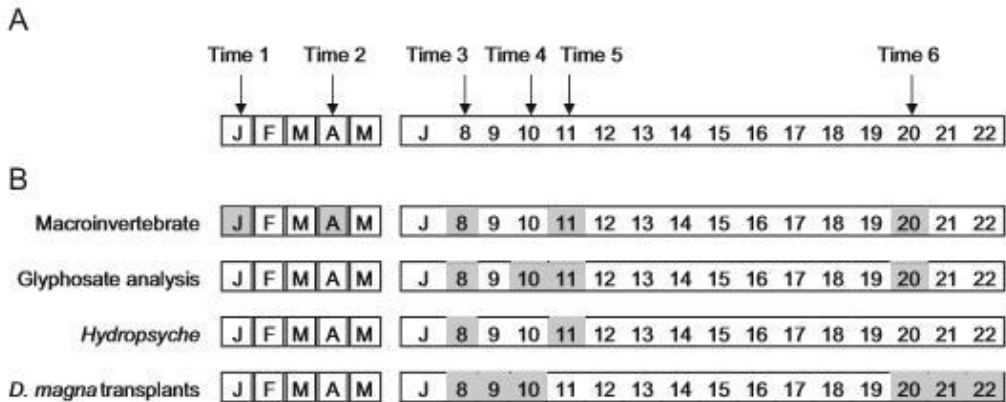


Figura 21: Sampling scheme diagram. Months of sampling periods, time 1–6, and the exact days of sampling in June are depicted (A). Gray boxes indicate the sampling periods used for macroinvertebrates, glyphosate analyses, *Hydropsyche* samples and *Daphnia magna* transplants (B). J, F, M, A, M and J are January, February, March, April, May and June, respectively.

Due to experimental constraints it was not possible to deploy *D. magna* organism just prior to herbicide application; thus transplants conducted at time 6 can be considered as no exposure to the herbicide.

4.3.3.2 Environmental measurements

A set of environmental variables was measured on each sampling or deployment period. Discharge was determined using a Mini Air flow meter (Technika-Schiltknecht) and making a cross river section (transect) and measuring water flow at different depths across it. Water physico-chemical parameters, such as temperature, pH, conductivity and dissolved oxygen, were measured in situ by using a WTW Multi 340i handheld meter, whereas total suspended solids, TOC, DOC, anions, cations, NH₄, NO₂, NO₃, PO₄, SO₄ and Cl were measured in the lab following ASTM Standard Methods (ASTM 1995). An additional 500 ml of water was stored in clean amber bottles at 4 °C until analysis.

4.3.3.3 *Herbicide determination*

Herbolex is a mixture containing a concentration of glyphosate isopropyl amine salts of 486 and 200 g/l of surfactant compounds. Their polar nature and water solubility make extraction difficult. Chemical analyses were restricted to glyphosate and its major metabolite aminomethylphosphonic acid (AMPA). Our approach adapted a standardized method (Stalikas et al. 2000) to the specific characteristics of our two environmental water matrices (Llobregat and Gavarrera) that showed a relatively high conductivity due to the presence of salt. Half a liter of water was concentrated to 1 ml using a rotor evaporator. To remove precipitated salts water extracts were treated with ethyl acetate at 50 °C and hot filtered with a hydrophobic filter. Once ethyl acetate was evaporated, samples were derivatized using trifluoroacetic anhydride and trifluoroethanol at 95 °C during 30 min. After the reaction, excess of reactives were evaporated and 400 µl of ethyl acetate was added prior to its analysis with a gas chromatograph coupled to a mass spectrometer from Shimadzu (Japan) model GCMS-QP2010. The mass spectrometer was operated in the negative chemical ionization mode. Compound separation was achieved using a capillary column VF-5 MS of 30 m x 0.25 mm i.d. with 0.25 µm film thickness from Varian Inc. (CA, USA). Acquisition was achieved in time scheduled Selected Ion Monitoring (SIM) mode to increase sensitivity and selectivity. Ions SIM were 245, 351 and 370 m/z. Identification and internal standard ion quantification were carried out automatically by the GCMS solutions software in version 2.5. Quality assurance included three concurrent replicate samples at each sampling day and location, the use of blanks (only ethyl acetate) and standard reference materials (SRM's). Both blanks and SRM's were prepared and analyzed within each batch of samples, both with pure water and river water matrices. SRM's included glyphosate at 98.0% and aminomethylphosphonic acid 99.0% from Dr. Ehrenstorfer GmbH, at 0.1, 1, 10 and 100 µg/l.

4.3.3.4 Biological conditions

Biological responses focused on functional traits (in situ post-exposure feeding *D. magna*, sensu Mc William and Baird, 2002), specific responses (biomarkers) and community level effects (changes in benthic macroinvertebrate assemblages). Benthic macroinvertebrates, riparian vegetation and habitat quality at the studied sites were studied in order to establish the ecological status of the sites using the Guadalmed protocol (Jáimez-Cuéllar et al. 2002) and to assess the extent to which benthic macroinvertebrate assemblages were affected by herbicide treatment. Benthic macroinvertebrates were obtained quantitatively by sampling all available habitats with a kick net of 250 mm during 8 min, specimens were then preserved in formalin (5%), identified to the family level and used to determine the biological quality of water (Prat & Munné 2000b; Prat et al. 2002).

4.3.3.5 Biomarker analysis

Biomarkers were determined in transplanted *D. magna* and in field collected *H. exocellata*. The former bioassay has been already used in this river system to characterize toxicological effects in situ (Damásio et al. 2008). *H. exocellata* is a tolerant species widely distributed within Llobregat and other disturbed Mediterranean rivers, whose biomarker responses have been previously characterized and applied in the same river system (Barata et al. 2005). *H. exocellata* biomarkers were determined at times 3 and 5 on larvae collected at the studied sites, frozen with liquid N₂ and preserved at -80 °C. *D. magna* deployments were conducted only at site L1 and G and were initiated at times 3 and 6 and lasted two days. Provided that the mechanism of toxicity of glyphosate is largely unknown in most aquatic invertebrate species (Lee & Steinert 2003; Conners & Black 2004; Contardo-Jara et al. 2009), up to 12 different markers were used to include the major detoxification and toxicological pathways of contaminants. These included: phase II glutathione S-transferase activity (GST) that

catalyzes the conjugation of glutathione (GSH) with various electrophilic substances, and plays a role in preventing oxidative damage by conjugating breakdown products of lipid peroxides to GSH (Ketterer et al. 1983); glutathione (GSH) levels, glutathione reductase (GR), which aids in maintenance of GSH levels recycling oxidized glutathione ((Regoli & Principato 1995)); antioxidant enzymes

involved in detoxifying reactive oxygen species such as superoxide dismutase (SOD EC 1.15.1.1 converts -O_2 to H_2O_2), catalase (CAT EC 1.11.1.6—reduces H_2O_2 to water), glutathione peroxidase (GPX EC 1.11.1.9—detoxifies H_2O_2 or organic hydroperoxides) and markers of oxidative tissue damage (lipid peroxidation, DNA strand breaks and the GSH/GSSG ratio) (Halliwell & Gutteridge 1989; Peña-Llopis et al. 2002). Finally the activity of B esterases was also measured to diagnose exposure to organophosphorous pesticides among other chemicals (Barata et al. 2004).

4.3.3.6 *In situ* bioassays

4.3.3.6.1 *Exposure regime*

In situ *D. magna* deployments were conducted as described by (Damásio et al. 2008). In each deployment, a lab control treatment with animals maintained in the lab and never exposed to the field was also included as a surrogate control. Briefly the procedure for the in situ bioassays was as follows. Four day old juveniles were transported to field sites in groups of 10 in 175 glass jars filled with American Society for Testing Materials (ASTM) hard water (ASTM 1995; McWilliam & Baird 2002). At each site 5–7 chambers, each containing 10 individuals, and 4 chambers containing 20 individuals, were placed inside a 13 mm² wire-mesh cylinder that was positioned in the stream perpendicular to flow.

4.3.3.6.2 *Post-exposure responses*

After 48 h, animals were retrieved from the chambers. Surviving animals from those chambers holding groups of 20 individuals were pooled in an eppendorf and

immediately frozen in liquid N₂ and kept at -80 °C until further enzyme analysis. Shortly after exposure (within 1 h) five surviving juveniles from those chambers holding groups of 10 animals were placed into 60 ml screw-capped glass jars containing 50 ml of ASTM hard water, with *Chlorella vulgaris* (Beijerinck, strain CCAP C211/12) at a concentration of 5105 cells/ml, and allowed to feed for 4h (McWilliam & Baird 2002). Three jars containing no animals were used to establish initial algal densities. Biomarker and post-exposure feeding rates were also measured in animals maintained in the lab during the deployments and transported to the field sites to include a surrogate lab control. Post-feeding experiments were conducted in darkness to avoid algal growth and under constant temperature conditions (20.72 ± 1°C) provided by a thermostated chamber. Individual feeding rates (cells animal⁻¹ h⁻¹) were determined as the change in cell density during 4 h according to the method given by (McWilliam & Baird 2002) . Cell density was estimated from absorbance measurements at 650 nm in a dual-beam spectrophotometer (Uvikon 941) using standard calibration curves based on at least 20 data points, with an $r^2 > 0.98$.

4.3.3.6.3 Biochemical determination

Most biochemical determinations have been described previously (Barata et al. 2004; Damásio et al. 2008; Faria et al. 2009); hereafter we only provide a brief description. Samples were homogenized in ice-cold 100 mM phosphate buffer (PBS), pH 7.4, containing 100 mM KCl and 1 mM EDTA. For *D. magna*, groups of juveniles were homogenized in 500 ml buffer. Homogenates were centrifuged at 10,000 g for 10 min and the supernatants were immediately used for biochemical determinations. For *H. exocellata* heads were separated from the body, homogenized in the proportion 1 head:200 ml PBS, centrifuged at 10,000 g for 30 min and supernatants used for B esterases determination. All the other biomarkers were determined in the body. Bodies were homogenized in 1:8 proportion wet weight: PBS buffer volume and centrifuged at 10,000 g for 30 min. A total of 12 biomarkers were examined for *H. exocellata*, but

due to sample constraint *D. magna* biomarkers were restricted to GST, CAT and B esterases: acetylcholinesterase (AChE) and carboxylesterase (CbE). CAT measurements and CbE were carried out using a spectrophotometer Cecil-CE 9200 (Cambridge, England), whereas all the rest of the biomarkers were determined using a Multi-Detection Micro-plate Reader, BioTeks (Vermont, USA). Assays were run at least in duplicate. CAT, GST, SOD, GPX and GR activities were measured, respectively, according to (Aebi 1974; Habig et al. 1974; McCord & Fridovich 1969; Lawrence & Burk 1976; Carlberg & Mannervik 1985). GSH levels were quantified according to Kamencic (2000). Glutathione redox status (GSH/GSSG) was determined by measuring total glutathione (TG) content (GSH+GSSG) and GSSG, according to (Peña-Llopis et al. 2003) and was calculated as number of molecules: $GSH/GSSG \frac{1}{2}(TG-GSSG) / (GSSG/2)$. Lactate dehydrogenase (LDH) activity was determined according to (Diamantino et al. 2001). Lipid peroxidation (LPO) was determined according to Esterbauer et al. (1991) using the Malondialdehyde (MDA) assay. DNA strand breaks were quantified according to (de Lafontaine et al. 2000) using the DNA alkaline precipitation assay. AChE activity was determined by a modification of the Ellman method adapted to microplate (Barata et al. 2004). CbE activity was determined by the UV method of (Mastropalo & Yourno 1981). Proteins were measured by the Bradford method (Bradford 1976) using bovine serum albumin as standard.

4.3.3.7 Data analysis

Basic statistical analysis was performed with environmental and herbicide data with mean and standard error calculation. The structure and composition of benthic macroinvertebrate assemblages were characterized using a broad range of metrics adapted to river types and generated with the MAQBIR software (Munné & Prat 2009). *D. magna* and *H. exocellata* responses across sites and deployments or sampling dates were compared by two way ANOVA followed by post-hoc Tuckey's multiple comparison

test (Zar 1999). Within each deployment Daphnia responses were transformed to proportions relative to the lab controls to account for inter-trial differences in the studied parameters (Damásio et al. 2008). Prior to analyses *H. exocellata* and *D. magna* data was log and arcsine transformed, respectively, to meet ANOVA assumptions of normality and variance homoscedasticity.

4.3.4 RESULTS

4.3.4.1 Physico-chemical water characteristics

In general, the area has not very good conditions for invertebrate fauna: relatively low water flows, high temperatures and conductivity of water and high nutrient content (Taula 5).

Taula 5: Mean chemical composition (\pm SE) of river water on study sites during the sampling period ($n=5$).

Parameter	L1	L2	G
Ox (mg/L)	9.1 (\pm 0.9)	9.1 (\pm 1.1)	12.8 (\pm 1.3)
Cond (μ S/cm)	1504.0 (\pm 174.6)	1699.4 (\pm 199.7)	3001.2 (\pm 294.1)
Cl ⁻ (ppm)	379.1 (\pm 34.4)	398.5 (\pm 43.0)	672.8 (\pm 124.5)
SO ₄ ²⁻ (ppm)	135.0 (\pm 18.0)	130.4 (\pm 15.0)	596.3 (\pm 90.7)
NO ₃ ⁻ (ppm)	1.8 (\pm 0.5)	3.1 (\pm 0.1)	4.1 (\pm 2.2)
PO ₄ ³⁻ (ppm)	0.3 (\pm 0.1)	0.4 (\pm 0.1)	0.6 (\pm 0.1)
TOC (ppm)	2.3 (\pm 0.4)	3.3 (\pm 0.8)	6.2 (\pm 1.8)
DOC (ppm)	3.4 (\pm 1.2)	3.2 (\pm 0.7)	4.1 (\pm 0.7)

Water discharge is variable (Figura 22), and it shows the effects of water extraction and flow regulation due to dams and weirs upstream of the study site for electricity generation purposes. Later in summer, the Gavarresa system tends to be more similar to a pond with low flow conditions, high conductivity values or high oxygen during daytime because of the amount of Cladophora and other algae present in the stream. In addition, conductivity values rarely decrease from 1000 mS/cm in both rivers and sometimes even reach values of more than 3000 mS/cm. This and other chemical parameters are presented in Taula 5.

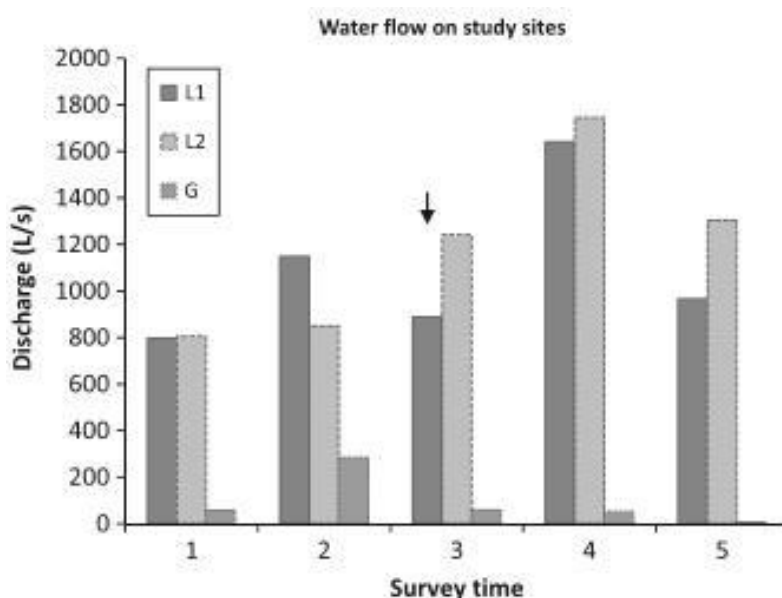


Figura 22: Discharge evolution on the study sites between January and June 2007. The black arrow indicates herbicide treatment.

The presence of a sewage discharge coming from a water treatment plant (WTP) poses some differences among stations L1 and L2, especially in conductivity and nutrient parameters although no temporal trend is distinguishable in these sites.

4.3.4.2 Detection of glyphosate in river water

The standard curves for glyphosate for the Llobregat and Gavarresa rivers had a correlation (R^2) of 0.977 and 0.999, respectively. The limit of detection in the studied rivers for glyphosate and AMPA was 3 mg/l. Levels of glyphosate in surface and pore water are depicted in Taula 6. Chemical analyses of water only evidenced the presence of Glyphosate with no traces of AMPA. Glyphosate concentrations in surface water were only detected during application (time 3), two (time 4) and three days after (time 5) reaching a maximum of 137 mg/l at G station, levels decrease to 20–60 mg/l in the

Llobregat river channel after 3 days of application, and finally undetected levels were found on day 12. In the riverbank pore water, glyphosate levels were undetected until day 12 (time 6), when in piezometers situated farther away from the river reached levels of 28–89 mg/l.

Taula 6: Glyphosate (mean concentration with standard error) and AMPA for study sites.

Station and sampling scheme	Glyphosate ($\mu\text{g/l}$)	AMPA ($\mu\text{g/l}$)
Time 3		
L1	21.4 (± 0.9)	<3
L2	31.0 (± 0.2)	<3
G	3.6 (± 0.0)	<3
P1	<3	<3
P2	<3	<3
P3	<3	<3
P4	<3	<3
Time 4		
L1	55.0 (± 10.9)	<3
G	7.9 (± 0.3)	<3
Time 5		
L1	40.6 (± 26.8)	<3
L2	11.1 (± 5.8)	<3
G	139.6 (± 27.9)	<3
P1	<3	<3
P2	<3	<3
P3	<3	<3
P4	<3	<3
Time 6		
L1	<3	<3
L2	<3	<3
G	<3	<3
P1	<3	<3
P2	<3	<3
P3	89.8	<3
P4	26.8	<3

4.3.4.3 Invertebrate community composition

Herbicide application did not affect the abundance or number of taxa of macroinvertebrates in any location (Figura 23). Closely linked with poor chemical conditions macroinvertebrate communities were dominated by taxa tolerant to pollution (Figura 24). Provided the small differences in water quality, the studied communities were quite similar among all the studied sites. One-third of the individuals

belonged to Baetidae (Ephemeroptera) and Chironomidae (Diptera) families. Oligochaeta was also abundant, especially downstream of sewage discharge.

The most abundant Trichoptera family was Hydropsychidae, and most of them were from the species *H. exocellata*.

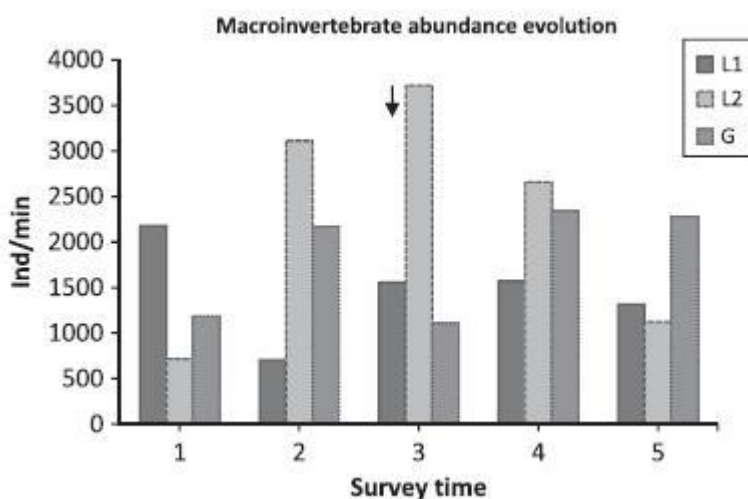


Figura 23: Evolution of the macroinvertebrate abundance during the sampling period. The black arrow indicates the beginning of herbicide treatment.

To characterize the ecological status taking into consideration the tolerance to pollutants and the diversity of the community, the results from several biotic indices are presented. These indices are used currently for the water management authorities and have been integrated with other European methodologies (Munné & Prat 2009).

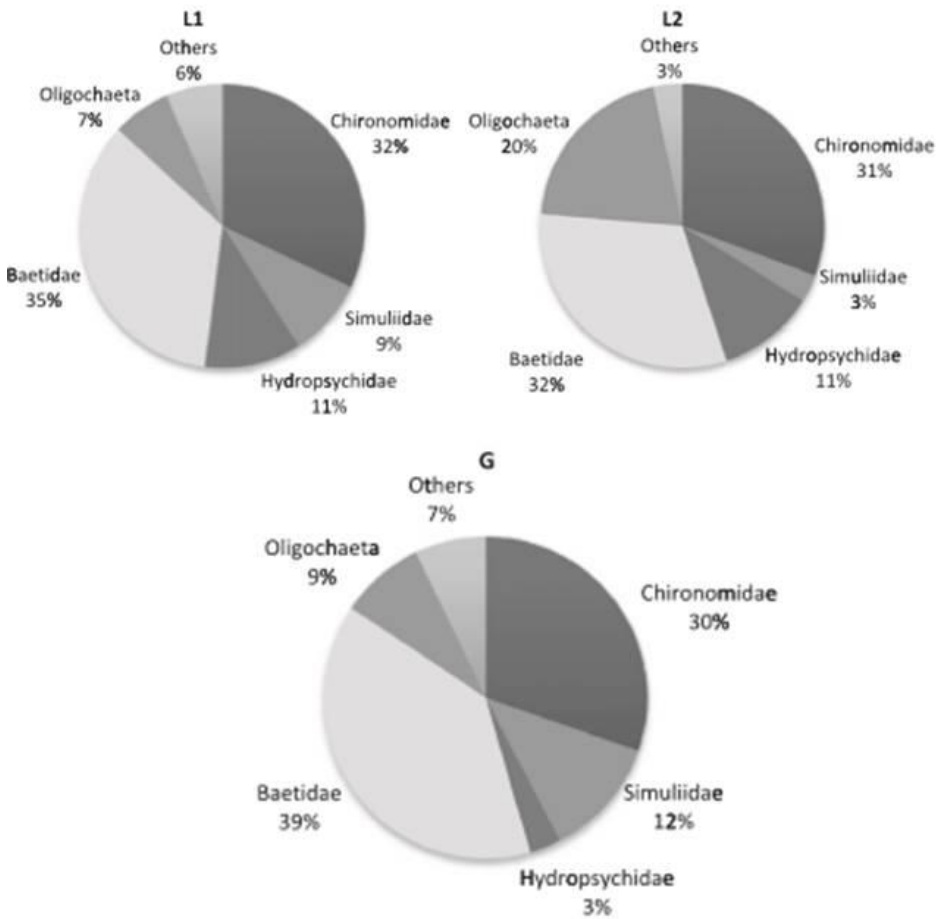


Figura 24: Mean proportion of the most common macroinvertebrate taxa at the study sites from January to June 2007.

Values are presented as the standard quality ratio (EQR), related to the reference condition for each river type. Both the Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) and the quantitative multimetric iMMIT (Figura 25) (Munné & Prat 2009) showed that no appreciable patterns of change over time existed, with the studied communities always situated within the deficient category.

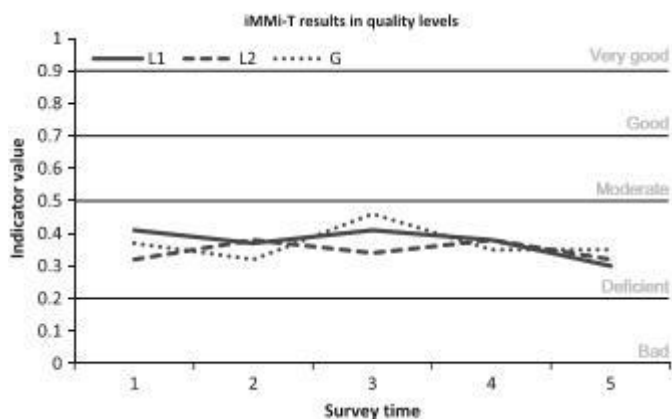


Figura 25: Results of the iMMi-T index for macroinvertebrate samples at the study sites from January to June 2007 (quality levels of iMMi-T index in gray). The black arrow indicates herbicide treatment.

4.3.4.4 Individual toxic effects

H. exocellata responses of individuals collected at times 3 and 5 varied across sites, exposure period and biomarkers (Figura 26). In 7 out of the 12 analyzed biomarkers, there were significant effects among sites within and across sampling periods (Taula 7).

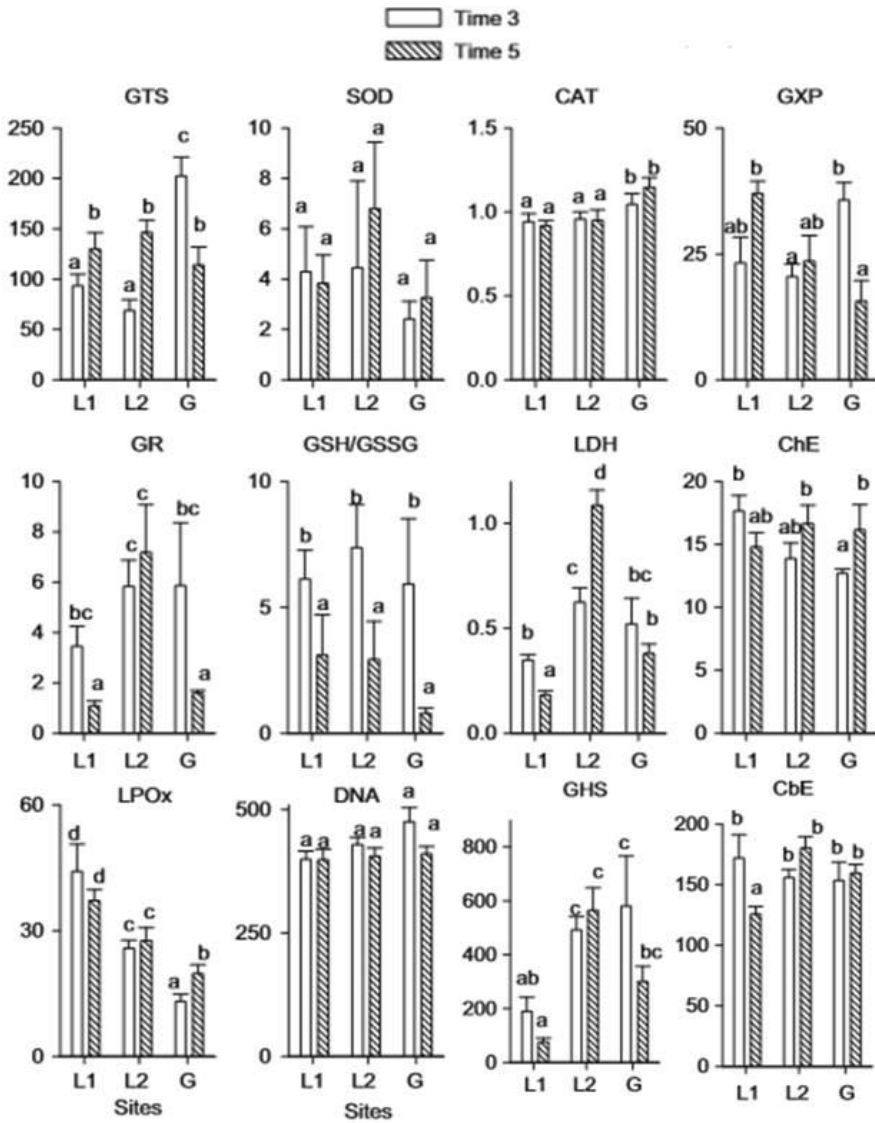
Taula 7: Proportional *Daphnia magna* response values (MEAN and SE) relative to lab controls across sites and deployments. Different letters indicate significant differences following ANOVA and Tuckey’s post-hoc tests. Absolute mean values of lab controls were, Feed: 5.35–6.13105 cells/ind h, GST: 428–380 nmol/min/mg protein, CbE: 254–322 nmol/min/mg protein, CAT: 0.41–0.37 mmol/min/mg protein, ChE 2.44–5.48 nmol/min/mg protein.

Site	Deployments	Feed		GST		CbE	
L1	Time 3	0.46	0.32a	1.30	0.01a	1.03	0.01a
	Time 6	0.9	0.15b	1.14	0.02b	1.12	0.05b
G	Time 3	0.75	0.17a	1.13	0.01b	1.02	0.01a
	Time 6	1.01	0.09b	0.99	0.02a	1.02	0.01a

Site	Deployments	CAT		ChE	
L1	Time 3	1.04	0.11a	1.04	0.06a
	Time 6	1.09	0.04a	0.98	0.06a
G	Time 3	0.78	0.09b	1.01	0.08a
	Time 6	0.87	0.02b	0.93	0.03a

Figura 26: Hydropsyche biomarker responses across sites (L1, L2, G) and samplings (time 3 and 5). Biomarkers units are nmol/min/mg protein for GST, GPX, GR, CbE, ChE; mmol/ min/mg protein for LDH;

nmol/g ww for GSH; nmol MDA eq/g ww for LPO and mg DNA/g ww for DNA breaks. Different letters denoted significant differences following ANOVA and post-hoc tests. Error bars are SE.



General *H. exocellata* response patterns to pesticide application included increased activities of GST and GPX enzymes in Llobregat sites and a strong decrease in the ratio GSH/GSSG in all locations (Taula 6 Taula 7 and Taula 8). Site specific responses included decreased activities of LDH and of B esterases in L1, the opposite behavior in site L2,

decreased activities of GST, GPX, and increased levels of lipid peroxidation in site G1. Mortality in transplanted *D. magna* individuals was negligible (o5%) but proportional responses relative to lab controls evidenced significant effects of exposure period within or across sites in 4 out of the 5 traits studied (Taula 6 and Taula 7). Effects included a strong inhibition of post-exposure feeding rates in sites L1, G and enhanced activities of GST and CbE in site L1 in daphnids exposed during the first two days of herbicide application (Taula 6 and Taula 7).

Taula 8: Two way ANOVA results for *Daphnia magna* and *Hydropsyche* responses across sites and deployments or sampling periods (time). Only F coefficients, degrees of freedom (df) and probability levels (P) are shown.

Element	Factors	df	F	P
<i>Daphnia magna</i> Feed	Stations	1.17	4.83	0.04
	Time	1.17	15.51	0
	Interaction	1.17	1.1	0.31
<i>Daphnia magna</i> GST	Stations	1.12	0.83	0.38
	Time	1.12	0.5	0.49
	Interaction	1.12	304.2	0
<i>Daphnia magna</i> ChE	Stations	1.12	1.67	0.22
	Time	1.12	5.88	0.03
	Interaction	1.12	0.09	0.77
<i>Hydropsyche</i> SOD	Stations	2.30	1.2	0.31
	Time	1.30	0.1	0.76
	Interaction	2.30	1.6	0.21
<i>Hydropsyche</i> GPX	Stations	2.30	5.6	0.01
	Time	1.30	0.6	0.46
	Interaction	2.30	5.6	0.01
<i>Hydropsyche</i> GSH	Stations	2.30	12.7	< 0.01
	Time	1.30	0.8	0.38
	Interaction	2.30	1.3	0.29
<i>Hydropsyche</i> LDH	Stations	2.30	44.7	< 0.01
	Time	1.30	0.2	0.65
	Interaction	2.30	14.1	< 0.01
<i>Hydropsyche</i> CbE	Stations	2.30	1.4	0.27
	Time	1.30	1.1	0.3
	Interaction	2.30	3.5	0.04
<i>Hydropsyche</i> DNA	Stations	2.30	1.6	0.21
	Time	1.30	0.9	0.36
	Interaction	2.30	0.5	0.6

4.3.5 DISCUSSION

Due to its high adsorption tendency in soil (Kd values up to 900 l/kg) and its fast degradation by microorganisms, glyphosate and/or its formulations are generally regarded as having low potential to contaminate surface waters or groundwater (Giesy et al. 2000; Borggaard & Gimsing 2008). However, leaching of glyphosate and its degradation product AMPA (aminomethylphosphonic acid) up to 1 m depth has been observed in laboratory and field studies, suggesting a potential risk for the aquatic environment (Landry et al. 2005). Moreover, glyphosate and AMPA are present in surface waters worldwide in considerable concentrations, e.g. up to 2.2 mg/l in US rivers (Kolpin et al. 2006). The limit value for single pesticides in groundwater in Europe is 0.1 mg/l and for the sum of pesticides 0.5 mg/l (CEC 1991). In the present study measured glyphosate levels in river water following herbicide application were quite high (20–60 mg/l) with peak values of 137 mg/l. Furthermore, after 12 days of its application leaching of glyphosate from sprayed riverbanks was quite high in pore water (20–85 mg/l) but not in the river. Therefore, it is plausible to conclude that glyphosate, sprayed to riverbanks to control giant reed contaminated the nearby streams, may reach high concentrations during the first three days post-application. In addition, as we have not detected AMPA, we can presume we have taken only glyphosate in our samples because it would not have had enough time to decompose in the environment. Many factors influence the characteristics of invertebrate assemblages, as channel form and materials, floodplain connectivity and riparian vegetation, water temperature and chemistry, availability of nutrients and energy resources, biotic interactions as well as the evolutionary history of species in the community and the legacy of past disturbance events and land use activities (Reeves et al. 1995; Harding et al. 1998; Allan 2004). Nevertheless, streamflow may limit biological conditions at some sites where other factors would allow, for example, a higher abundance of organisms or a greater number of taxa (Konrad et al. 2008). However,

biotic responses to streamflow may be conditional as they depend on the broader ecological state of a site (Konrad et al. 2008). Regarding the main biological quality indexes, the described environmental scenario is likely to be responsible for poor water quality. Habitat degradation, flow regulation, salinization and sewage discharge were probably the major factors explaining a less diverse community dominated by tolerant species (Damásio et al. 2008). As a consequence, no differences were found at structural level in these organisms before and after herbicide treatment. The toxicity of technical-grade glyphosate to aquatic invertebrates is known to be only minor (LC50 values of 455 mg/l glyphosate, WHO, 1994). However, an increased toxicity of glyphosate formulations has been reported and related to its surfactants or additives (Giesy et al. 2000; Tsui & Chu 2003; Tsui & Chu 2004; Bringolf et al. 2007). For example for one of the most used glyphosate formulations (Roundup Ultra), toxicity thresholds of LC/IC50₀₂ mg/l a.i. were determined for the amphipod *Hyalella azteca* and the copepod *Acartia tonsa* (Tsui & Chu 2003; Tsui & Chu 2004). Afterwards (Contardo-Jara et al. 2009) reported that both pure and formulated glyphosate were able to challenge the xenobiotic enzymatic defensive system of *Lumbricus variegatus* (GST, SOD, CAT) at moderate doses (50–500 mg/l). In the present study biomarker responses of the benthic macroinvertebrate species *H. exocellata* indicated oxidative stress, which was evidenced by a significant decrease in the ratio GSH/ GSSG (Peña-Llopis et al. 2003) or increased levels of lipid peroxidation at three days post-application. Oxidative stress effects of glyphosate formulations have also been reported in lab exposed fish and tadpoles (Costa et al. 2008; Langiano & Martinez 2008); thus it seems a common mechanism of action. Observed high activities of LDH in *H. exocellata* individuals sampled from site L2 three days after pesticide application indicated an increased rate of organism's anaerobic metabolism, suggesting a rapid need of additional energy to cope with increasing environmental stress levels (Moreira et al. 2006). Site differences in *H. exocellata* biomarker responses also agree with previous work conducted five years before in similar sampling locations (Barata et al. 2005). These included low levels

of lipid peroxidation in site G and the effect of salinization on CAT and GST activities. On the other hand, in the present study we reported that in a real field scenario environmentally measured glyphosate concentrations ranging between 20 and 137 mg/l in water affected *D. magna* feeding rates and the activity of biotransformation (GST, CbE), antioxidant (GPX), metabolic (LDH) and/or anticholinergic enzymes of the two studied invertebrate species. Thus, these significant biological responses among the three studied sites before and following glyphosate application suggested interactive combined effects of naturally occurring factors and the herbicide application. Indeed the studied sites were characterized by difference in organic pollution (L2 received the sewage of a nearby small industrial park) and salinization (G was highly impacted by an excess of Cl and SO₄; (Barata et al. 2005; Damásio et al. 2008). It is worth noting also that the above mentioned studies showed that an excess of ammonium coming from WTP, salts and changes in oxygen levels affected the studied behavioral and biochemical responses. More specifically, the observed higher and lower proportional activities of GST and CAT in *D. magna* deployed at site G, respectively, were related with salinization and an excess of oxygen (Barata et al. 2005; Damásio et al. 2008). There is little data on how to select appropriate application regime of a herbicide (Spencer et al. 2008). Farmers combine different commercial herbicides together with glyphosate to increase its levels of toxicity (Daruich et al. 2001). Further studies that evaluate glyphosate for managing giant reed indicate that a single late-season application of 3% or 5% onto the foliar mass was the most effective and least hazardous to biota (Spencer et al. 2008). In the present study we provide evidence that glyphosate had only marginal effects on the structure of communities, but specific detrimental effects on keystone species such as *H. exocellata* cannot be ruled out.

4.4 CAPÍTOL 4: SPR: UN PROTOCOL D' AVALUACIÓ DE L'ÈXIT DE LA RESTAURACIÓ EN RIUS MEDITERRANIS

4.4.1 RESUM

Els plans de seguiment són un element essencial en els projectes de restauració però sovint presenten un grau de desenvolupament molt deficient. Partint de l'anàlisi d'una mostra de 40 projectes de restauració amb el Protocol APR s'han constatat mancances importants en el disseny i l'aplicació del seguiment els projectes catalans. L'objectiu de la recerca ha estat desenvolupar una metodologia que analitzi l'èxit dels projectes des d'una perspectiva global, considerant tant el disseny com els possibles efectes sobre l'ecosistema, tant des d'una perspectiva ambiental com socioeconòmica. El resultat és el Protocol SPR, que permet concebre plans de seguiment adaptats a les casuístiques dels projectes de restauració fluvial a Catalunya. Així, el Protocol SPR posteriorment ha servit de base per a elaborar el Protocol SEGRIBER de l'ACA. Addicionalment, aquest exercici ha permès validar la complementarietat d'aquest protocol de seguiment amb el Protocol APR, com a eines de disseny i gestió de projectes de restauració.

4.4.2 INTRODUCCIÓ

Els plans de seguiment constitueixen una part fonamental en qualsevol projecte que intervingui sobre el medi ambient (Bernhardt et al. 2011); Roni *et al.* 2013; (Woolsey et al. 2007; Ecke et al. 2016; Erwin et al. 2016). En aquest cas, els projectes han de ser monitorjats de manera adequada per avaluar si la recuperació de l'espai fluvial ha tingut èxit, aprenent per al futur tant de les intervencions que han funcionat com de les que no ho han fet (Jansson et al. 2007). D'aquesta manera, tots els agents implicats en el projecte, els organismes que atorguen subvencions i el públic en general sabran si aquest ha aconseguit els seus propòsits. Igualment, l'avaluació permet estalviar

temps i diners al posar de manifest quines són les tècniques i actuacions més adequades per a uns determinats objectius en cada cas. Malgrat això, el seguiment encara no es fa de forma sistemàtica degut a diversos factors (Kondolf & Micheli 1995; Bash & Ryan 2002; Turner et al. 2000; Jähnig et al. 2011; Bernhardt et al. 2011; Vermaat et al. 2016). En primer lloc, els sistemes naturals són complexos i responen de manera lenta a certs canvis, fet que dificulta l'avaluació d'alguns processos fent-la lenta i costosa, en relació al ritme desitjat pels promotors,. Tampoc s'ha de deixar de banda que una raó important per explicar la manca de seguiment en els projectes és la falta de directrius adequades (Bernhardt et al. 2011; Puértolas 2007), fet que comença a corregir-se amb l'aparició recent de documentació específica en alguns països amb una tradició més llarga en aquesta mena de pràctiques (Roni 2005; Hostmann 2005; Woolsey et al. 2007). L'objectiu del present document és fer una proposta per a l'elaboració de plans de seguiment de projectes adaptat al context català. Així doncs, es pretén aconseguir una valoració el més objectiva possible de l'èxit dels projectes i de la millora que suposin per a l'ecosistema fluvial, amb un seguit d'indicadors i plantejaments adaptats a les característiques d'aquest àmbit i de la tipologia de projectes que es duen a terme. Aquest plantejament ha de permetre una gestió adaptativa dels futurs projectes de restauració, alhora que tenir majors coneixements de l'eficàcia de les inversions realitzades per a la consecució dels objectius que planteja la Directiva Marc de l'Aigua (2000/60/CE) per al planejament estratègic de futures actuacions. A banda d'això, és també un objectiu del nostre plantejament aconseguir un protocol el més complert, i que sigui prou versàtil per poder considerar els aspectes més diversos que es poden donaren una àmplia varietat de projectes.

Per a avaluar cadascuna de les components de l'èxit (esmentades a l'apartat 2.4 d'aquesta tesi), s'ha elaborat un recull de paràmetres i indicadors a mesurar, i un sistema de puntuacions que al final permeti conèixer fàcilment els resultats del seguiment dels projectes.

4.4.3 MATERIALS I MÈTODES

En primer lloc per tal d'establir la base teòrica per articular el protocol i definir els indicadors a utilitzar per poder dissenyar el seguiment d'una àmplia varietat de tipologies de projectes s'ha dut a terme una anàlisi en profunditat de la bibliografia existent. Aquesta ha estat analitzada considerant com a antecedents l'estat de l'art elaborat en el marc del disseny del protocol APR (Capítol 1 de la present tesi). Les fonts consultades han permès obtenir una visió global dels condicionants per a l'èxit dels projectes, així com dels requeriments necessaris per a dissenyar i gestionar els plans de seguiment. Aquestes consideracions han desembocat en la preparació del Protocol SPR, que es presenta com el principal resultat d'aquest capítol.

També s'ha fet una recerca de les fonts d'informació complementària a l'abast per tal d'ampliar la informació inicial que aportaven els projectes. Les dades de l'anàlisi IMPRESS en relació al compliment d'objectius de la DMA han estat incloses en l'estudi, tant a través de l'aplicació interactiva de consulta i com a dades en brut. Igualment, s'ha tingut en compte la proximitat a les estacions de mostreig del seguiment de l'estat ecològic del grup ECOBILL en cas d'haver-n'hi a la zona d'estudi (<http://www.ub.edu/fem/index.php/intro-3>). Igualment, s'ha parat atenció a les mesures que executa cadascun dels projectes i la seva representativitat en el context català per tal d'analitzar la major diversitat de casuístiques possible. Posteriorment s'ha aplicat el protocol de seguiment per tal de dissenyar una proposta en cadascun dels casos. Per això s'han elaborat fitxes on es recull la informació que aporta cada projecte pels apartats de diagnosi, objectius, actuacions i seguiment (si el projecte fa una proposta en aquest sentit) i on es realitza la proposta de seguiment del protocol. També s'han incorporat diversos aspectes al propi protocol, com ara nous objectius o actuacions, de manera que també n'han millorat el continguts. Amb tot això s'ha dut a terme una selecció final dels projectes a incorporar en aquesta primera aplicació pilot.

Aquesta tasca d'anàlisi s'ha considerat fonamental per poder tenir coneixement suficient sobre les projectes i així poder avançar en el desenvolupament i l'aplicació del protocol.

Finalment, per a la validació del protocol, s'ha recollit un conjunt de 13 projectes que en tots els casos havien estat executats almenys en la primera fase. El procediment de treball ha consistit en dur a terme un anàlisi dels projectes mitjançant el protocol APR (que s'exposa al Capítol 1). Alguns dels projectes ja havien estat valorats anteriorment amb el protocol APR (Puértolas 2007; Puértolas & Prat 2012) però donat que posteriorment s'havien introduït millores en el programa i que en alguns casos es disposava de nova informació, tots els projectes han estat avaluats de nou. Els resultats d'aquesta aplicació pilot no es presenten en aquest Capítol, que és eminentment metodològic, centrant-se en el desenvolupament del protocol SPR.

4.4.4 RESULTATS

El protocol s'articula a través d'un seguit d'etapes que es recullen a la Figura 27, que permetran dissenyar el seguiment de manera ajustada a les característiques i necessitats del projecte i guiar a l'usuari a través de les diferents fases fins a l'obtenció i anàlisi dels resultats del seguiment i la seva síntesi en l'informe final.

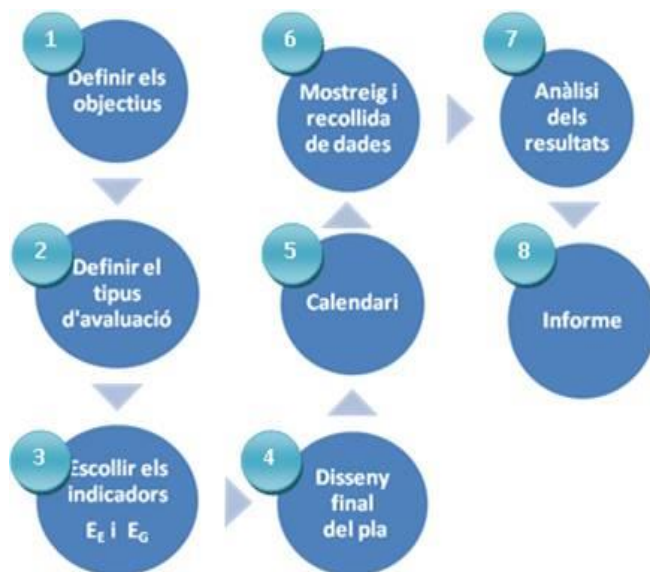


Figura 27: Etapes proposades en l'elaboració de plans de seguiment dels projectes de restauració fluvial.

4.4.4.1 Definició d'objectius

Els objectius que té en compte aquest protocol fan referència a la millora dels diversos elements que formen part de l'espai fluvial. Objectius amb un altre caire, com ara la protecció davant inundacions, el desenvolupament de vies de comunicació, etc. no han estat inclosos. Tal com s'ha pogut observar en treballs anteriors (Puértolas & Prat 2012) en alguns casos els projectes plantegen objectius de caràcter general que no estan estretament vinculats a actuacions concretes. El disseny del pla de seguiment comença amb la tria dels objectius que planteja el projecte (o tal com s'il·lustra en l'exemple anterior, amb objectius més concrets que se'n derivin). A la Taula 9 es presenten una llista de 53 objectius possibles. Es tracta d'una llista elaborada tant a partir de casos reals com de la bibliografia, que inclou objectius estructurals i funcionals. Tot i ser el més exhaustiva possible cal tenir present que encara em podríem imaginar molts més. Per això, els objectius es classifiquen segons el seu tipus d'acord amb el protocol APR (Puértolas 2007; Puértolas & Prat 2012) amb una numeració independent entre els

apartats (p.e. V1, V2, F1, etc.) que permeti afegir-ne fàcilment de nous si s'escau quan s'analitzi un projecte concret que proposi un objectiu no inclòs a la llista proposada. D'altra banda, s'han d'intentar buscar equivalències entre el redactat d'aquests objectius i els que conté el projecte, cercant sempre la similitud en el contingut més que en la forma, a l'hora de seleccionar-los.

Taula 9: Objectius tipus dels projectes de restauració fluvial, classificats en els tipus següents: Integritat biològica de la vegetació (IB-veg), Integritat biològica de la fauna (IB-fau), Integritat Hidrogeomorfològica apartat hidrologia (IH-hidrol), Integritat Hidrogeomorfològica apartat llera (IH-Llera), Integritat Hidrogeomorfològica apartat ribera (IH-Ribera), Integritat fisicoquímica, (IFQ) Valor Paisatgístic apartat de gestió (VP-Gestió), Valor Paisatgístic apartat de paisatge (VP-Paisat), Educació Ambiental (Edu-Amb) i Activitats de Lleure (Act-Lleu). Els codis també es deriven d'aquesta nomenclatura.

Tipus	Codi	OBJECTIUS
IB-veg	V1	Augment del recobriment vegetal del sòl
	V2	Recuperació del bosc de ribera
	V3	Augmentar la regeneració natural de la comunitat de ribera
	V4	Mantenir les poblacions vegetals en bones condicions
	V5	Disminució de les poblacions d'espècies vegetals exòtiques /invasores
IB-fauna	F1	Millora de la connectivitat de la fauna
	F2	Consolidar el corredor fluvial
	F3	Millorar l'abundància de poblacions d'espècies autòctones
	F4	Millorar l'abundància de poblacions d'espècies d'interès
	F5	Disminució de les poblacions de fauna exòtica / invasora
IH-hidrol	H1	Reduir el consum d'aigua
	H2	Millora del règim de cabals
	H3	Augmentar la diversitat de règims de velocitat
	H4	Millora del règim de transport sòlid
IH-Llera	L1	Desentubament (daylighting)
	L2	Millorar la connectivitat longitudinal del canal fluvial
	L3	Millorar la connexió vertical del riu (llit fluvial/ hyporheos)
	L4	Millorar la connexió amb la ribera
	L5	Millorar la connexió del riu amb la plana al·luvial
	L6	Donar més espai de llibertat al riu
	L7	Millorar l'hàbitat del canal
	L8	Protegir l'actual morfologia del canal
	L9	Acostar-se a la morfologia natural del llit del riu
IH-Ribera	R1	Control de l'erosió
	R2	Gestió de sediments

	R3	<i>Millorar la connexió de la ribera amb ecosistemes adjacents</i>
	R4	<i>Connexió amb la plana d'inundació</i>
	R5	<i>Millorar la connexió longitudinal de la ribera</i>
	R6	<i>Adequar la morfologia de la ribera</i>
IFQ	Q1	<i>Millora de la qualitat de l'aigua</i>
	Q2	<i>Reducció entrades de nutrients</i>
	Q3	<i>Millorar el règim de temperatures</i>
	Q4	<i>Augmentar el reciclat intern de nutrients</i>
VP-Gestió	G1	<i>Eliminar els residus a l'espai fluvial</i>
	G2	<i>Millores en la gestió de residus</i>
	G3	<i>Gestió del pastoreig</i>
	G4	<i>Regulació d'activitats d'explotació forestal</i>
	G5	<i>Regulació d'activitats extractives</i>
	G6	<i>Regulació d'activitats energètiques</i>
	G7	<i>Regulació d'altres usos en conflicte amb l'espai fluvial</i>
	G8	<i>Disminuir la pressió urbanística sobre l'espai fluvial</i>
VP-Paisat	P1	<i>Millorar la connectivitat del paisatge</i>
	P2	<i>Augmentar la diversitat d'espais</i>
	P3	<i>Mitigar l'efecte de les infraestructures existents</i>
	P4	<i>Millora funcional del paisatge</i>
	P5	<i>Eliminació de les barreres a la connectivitat</i>
Ed-Amb	E1	<i>Divulgació del projecte</i>
	E2	<i>Aconseguir un ús més sostenible de l'aigua a la zona</i>
	E3	<i>Creació o promoció d'activitats d'educació ambiental</i>
	E4	<i>Donar a conèixer els valors de l'espai fluvial</i>
Act-Lleu	A1	<i>Millorar l'accessibilitat</i>
	A2	<i>Augment de l'oferta recreativa a l'espai fluvial</i>
	A3	<i>Regulació de les activitats recreatives</i>

4.4.4.2 Tipus d'avaluació

Idealment s'hauria d'establir una comparació entre la condició inicial (B, before) i la condició post-projecte (A, after) en la majoria dels indicadors d'èxit. Altres variants dels models per al seguiment han estat plantejades per altres autors (Roni 2005): MBA (Multiple Before-After) o BACI (Before-After-Control-Impacted). Mostrejar abans i després de la rehabilitació és la principal manera de veure si la rehabilitació ha causat algun canvi en l'espai fluvial. Per això és necessari conèixer l'estat del medi abans de començar l'execució dels treballs. En aquest sentit, els resultats del seguiment periòdic a nivell de conca (p.e. les dades de seguiment de l'estat ecològic) permeten identificar les causes de la degradació de l'habitat fluvial, pèrdues d'habitat amb un gran impacte

sobre la biota i els ecosistemes, i els usos del sòl i l'aigua que poden limitar les oportunitats de restauració (Beechie et al. 2008).

En relació al disseny del seguiment de projectes plantejat anteriorment, una zona "control" és una localitat el més semblant possible a les condicions del indret on es portarà a terme la rehabilitació però que està fora de la influència d'aquesta. A partir de la comparació de les dues localitats, d'una banda la control i de l'altra la zona en la que hem dut a terme les mesures previstes en el projecte, podrem assegurar amb major grau de confiança que els canvis observats a la zona del projecte són deguts al projecte i no a d'altres factors que puguin haver afectat al conjunt del riu.

- Si la zona d'actuació canvia després dels treballs i la zona control no ho fa, podrem estar segurs que els canvis han estat deguts al projecte.
- Si la zona control canvia en la mateixa mesura que la zona rehabilitada, aleshores el canvi probablement no serà degut als treballs realitzats.
- Igualment les zones control permeten determinar quan el projecte no ha tingut èxit, per exemple si durant els treballs es malmetés la comunitat de peixos de la localitat rehabilitada observaríem una menor abundància de peixos que a la zona control.

Des d'un punt de vista teòric, diversos autors han desenvolupat classificacions dels dissenys del seguiment basades en l'esforç realitzat (Taula 10). Tenint en compte totes aquestes consideracions es plantegen cinc nivells d'avaluació en el seguiment dels projectes. Bàsicament els elements principals a considerar són l'existència d'un mostreig previ, anterior al inici de les actuacions de rehabilitació, un mostreig posterior als treballs, incloure localitats control i considerar les rèpliques.

Taula 10: Els cinc nivells d'esforç en l'avaluació proposats i el grau de confiança que suposen (modificat de Rutherford et al. 2000).

Esforz	Descripció	Exemple d'assoliment	Confiança
Nivell E	Sense rèpliques, sense control, observacions anecdòtiques post-rehabilitació	S'ha observat un augment en la presència de vegetació de ribera	Molt baix
Nivell D	Sense rèpliques, sense control, mostreig post-rehabilitació	Hi ha hagut un augment de 10 punts en l'índex QBR en els dos anys posteriors als treballs	Baix
Nivell C	Sense rèpliques, amb control, mostreig post-rehabilitació	Després de la rehabilitació l'índex QBR ha augmentat 10 punts	Baix-Moderat
	Sense rèpliques, sense control, mostreig pre i post-rehabilitació	Després de la rehabilitació el QBR tenia 10 punts més que abans	Moderat
Nivell B	Sense rèpliques, amb control, mostreig pre i post-rehabilitació	El valor del QBR ha augmentat 10 punts després de la rehabilitació en el tram rehabilitat però no en el control	Alt
Nivell A	Amb rèpliques, amb control, mostreig pre i post-rehabilitació	L'augment de 10 punts en l'índex QBR en la zona rehabilitada ha estat major que qualsevol increment en qualsevol dels trams control	Molt alt

Es tracta de mostrejar repetidament a les localitats per tal d'identificar la variabilitat inherent en el sistema. L'escala de les rèpliques és variada: es poden tenir rèpliques en rius diferents per tal de poder generalitzar els resultats a una escala espacial més gran; replicar punts de mostreig dins del tram d'estudi; replicar les mostres en el temps per mesurar la variabilitat temporal, etc. No tenir rèpliques no significa que l'avaluació no sigui suficient sinó que simplement es redueix la confiança i les possibilitats

d'extrapolació dels resultats. Evidentment mostrejar més localitats o fer-ho amb major intensitat augmenta els costos del seguiment i per això és necessari ajustar el disseny del pla de seguiment a les necessitats d'informació que es vulgui obtenir i a les possibilitats econòmiques de cada projecte. Una estratègia en alguns indicadors i mètriques per aglutinar l'heterogeneïtat espacial suposa recollir mostres "integrades" de tot el tram d'estudi per tal de recollir la màxima diversitat d'habitats possible amb menor esforç, per bé que en les dades obtingudes amb procediments més intensius (com ara mostres quantitatives) permeten realitzar més càlculs . En aquest protocol la replicació no s'ha inclòs en la definició dels nivells de l'avaluació del protocol de seguiment, per be que en cas de que els projectes la tinguin en compte serà sempre un valor afegit.

Així doncs, donades les característiques dels projectes que es duen a terme al nostre àmbit, aquestes consideracions s'han simplificat en quatre nivells de complexitat del pla de seguiment que es presenten a la Taula 11 següent.

Taula 11: Els quatre nivells d'esforç en l'avaluació proposats, on M_PRE vol dir mostreig previ i M_POST mostreig posterior als treballs de rehabilitació fluvial.

Control	M_PRE	M_POST	Nivell
No	No	Sí	1
Sí	No	Sí	2
No	Sí	Sí	3
Sí	Sí	Sí	4

El projecte analitzat s'haurà d'etiquetar amb un d'aquests nivells. Es evident que la immensa majoria dels projectes no es plantejaran com grans experiments científics, on realment l'objectiu sigui poder estudiar amb cura certs fenòmens i per tant sigui necessari generar dades de gran qualitat. En cada cas caldrà adoptar un disseny eficient que permeti donar resposta als objectius del pla de seguiment. Aquest sistema té en

compte l'existència de mostreig previ i posterior als treballs (M_PRE i M_POST respectivament) i també l'aplicació del seguiment en localitats control. Segons l'estratègia de seguiment que s'adopti en cada cas el nivell d'esforç i per tant de qualitat del pla anirà de menys (nivell 1) a més (nivell 4). Tots els projectes han de ser avaluats de manera més o menys intensa, ajustant-se a un d'aquests nivells i mantenint-lo al llarg de tot el procés per tal de ser el més coherents possible. En aquest cas, els plans de seguiment de nivell 1 es consideren insuficient per captar els canvis que s'hagin pogut produir com a conseqüència de l'actuació. El nivell 2 és considera més escaient, ja que almenys considera els canvis en relació a una altra localitat sobre la que no s'actua (Control). El nivell 3 ho compara en relació a un estat previ de la mateixa localitat (M_PRE), permetent un anàlisi molt adequat. Finalment, el nivell 4 és el més exhaustiu ja que també incorpora almenys una localitat control per distingir altres efectes independents dels treballs realitzats però degut a les limitacions de temps i recursos pot ser més difícil de dur a la pràctica.

4.4.4.3 Definició d'indicadors

Des d'un punt de vista teòric els indicadors, per ser adequats han de complir tantes de les següents propietats com sigui possible (modificat de (Cairns 1995; Angermeier & Karr 1994; Woolsey et al. 2005; Woolsey et al. 2007; Lorenz & Feld 2013)):

- Fàcil de mesurar i interpretar
- Mesurable de manera continua i aplicable a diferents àrees
- Ambiental i socioeconòmicament rellevant
- Integrador
- Eficient respecte al seu cost
- No destructiu
- Valors de referència disponibles
- Compliment de les condicions temporals i espacials del projecte

En aquest context, s'han conformat una proposta d'indicadors per als diferents èxits considerats que es presenta a continuació.

Indicadors per a l'Èxit executiu (E_E): Tracten de verificar l'execució de les actuacions des d'un punt de vista operacional. Els objectius dels projectes (p.e. millorar la connectivitat lateral) s'aconsegueixen a través de mesures de rehabilitació concretes (p.e. estructuració del llit del riu, reconexió amb braços morts i la plana al·luvial, etc.). La Taula 12, presenta una síntesi de les actuacions més habituals en els projectes de rehabilitació fluvial, que igual que amb el cas de la Taula 9 sobre els objectius, és una llista que s'ha de modificar segons el projecte. Els indicadors, mantenen la mateixa classificació per tipus que l'apartat d'objectius, i permeten monitoritzar les actuacions que es duen a terme per tal d'assolir-los. S'ha afegit el concepte de classe, assenyalada amb les lletres gregues alfa (α) i omega (ω), per distingir si l'indicador pot ser mostrejat abans i després dels treballs (p.e. Evolució del recobriment vegetal, α) o només després (p.e. Supervivència de les plantacions, ω). L'usuari haurà de seleccionar d'entre els indicadors que es proposen per cadascuna de les actuacions que realitzi. Conjunts adequats d'indicadors han d'elaborar-se en base als requeriments concrets dels objectius d'un projecte.

Taula 12: Indicadors proposats per a l'avaluació de les actuacions. Les actuacions estan agrupades en els mateixos tipus emprats en la Taula 9 per als objectius. Els codis dels objectius corresponen també a la codificació establerta a la Taula 9. A la columna de la dreta "Fitxa" apareix el codi de la fitxa del present protocol on es desenvolupa cadascun dels indicadors. La Classe indica el moment de mostreig amb les lletres gregues alfa (α) i omega (ω).

Tipus	ACTUACIONS	Objectius	INDICADORS	Fitxa	Classe
IB-veg	Gestió de la vegetació (podes, etc.)	V1, V3, V4, V5	Evolució del recobriment vegetal	1	α
			Evolució de la cobertura de capçada	33	α
	Sembra d'herbàcies	V2, V3, V4	Percentatge de germinació	2	ω
			Supervivència d'herbàcies	3	ω
	Plantació	V2, V3, V4, V5, F2, Q3	Evolució del recobriment vegetal	4	α
			Supervivència de les plantacions (arbres, arbusts, lianes, etc.)	5	ω
			Mesura del diàmetre en arbres (DBH)	6	ω
	Podes de regeneració	V1, V3, V4	Evolució del diàmetre de capçada	7	α
	Eliminació mecànica sp exòtiques / invasores	V3, V4, V5	Cobertura poblacions d'espècies exòtiques / invasores	8	α
			Control de rebrots d'espècies exòtiques / invasores	9	ω
Eliminació química sp exòtiques / invasores	V3, V4, V5	Cobertura poblacions d'espècies exòtiques / invasores	8	α	
		Control de rebrots d'espècies exòtiques / invasores	9	ω	
IB-fauna	Instal·lació de passos de fauna (llera)	F1, F2, F3, F4, L2	Mesura de l'efectivitat dels passos per a peixos (pesca elèctrica)	10	α
			Cens de poblacions de peixos	11	α
	Instal·lació de passos de fauna (ribera)	V3, F1, F2, F3, F4	Mesura de l'efectivitat dels passos per a fauna terrestre	12	α
			Cens de poblacions animals a les riberes (mamífers, ocells, etc.)	13	α
	Gestió de poblacions d'espècies autòctones (reintroducció, etc.)	F1, F3, F4	Cens de poblacions animals a les riberes (mamífers, ocells, etc.)	13	α
Supervivència dels individus introduïts			14	ω	
Eliminació d'espècies	F3, F4, F5	Cens de poblacions d'invertebrats (<i>Procambarus clarkii</i> , etc.)	15	α	

Tipus	ACTUACIONS	Objectius	INDICADORS	Fitxa	Classe
	<i>exòtiques / invasores</i>		Cens de poblacions de peixos	11	α
	<i>Seguiment de les poblacions</i>	F3, F4, F5	Cens de poblacions d'invertebrats	15	α
IH-Hidro	<i>Aplicar mesures d'estalvi d'aigua</i>	H1, H2	Estudi del règim de cabals	16	α
			Anàlisi del consum d'aigua	17	α
	<i>Reducció detraccions</i>	H1, H2, H3, H4, Q3, G6, H7	Mesura puntual de cabal	18	α
			Càlcul del perímetre mullat	31	α
			Estudi del règim de cabals	16	α
	<i>Mobilitzar sediments retinguts a la conca</i>	V4, H2, H4, R2	Estimar el balanç de sediments	28	α
			Estudi del règim de cabals	16	α
			Evolució de les formes fluvials	20	α
			Mapatge de les zones d'erosió /sedimentació	21	α
	IH-Llera	<i>Introduir elements d'heterogeneïtat</i>	H2, L7	Diversitat d'estructures geomorfològiques al llit fluvial	22
Recompte de dics naturals				26	α
<i>Mitigació /eliminació d'estructures (substrat)</i>		F2, F3, F4, L1, L3, Q1, Q2, Q3, Q4	Permeabilitat del llit fluvial	23	α
			Inventariat d'infraestructures	24	α
<i>Mitigació /eliminació d'estructures (transversal)</i>		F1, F2, F3, F4, L1, L4, L5, R4, Q3	Inventariat d'infraestructures	24	α
<i>Mitigació /eliminació d'estructures (longitudinal)</i>		F1, F2, F3, F4, L1, L2, R2, R5, Q3	Inventariat d'infraestructures	24	α
<i>Reconfiguració del canal</i>		V3, V4, F1, F2, F3, F4, H3, H4, L1, L4, L5, L6, L7, L8, L9, R4, R5, Q3	Evolució de les formes fluvials	20	α
	Determinar els règims de velocitat de l'aigua al tram		19	α	

Tipus	ACTUACIONS	Objectius	INDICADORS	Fitxa	Classe
IH-Ribera	<i>Ús de tècniques per reduir l'erosió lateral per protegir els usos de les terrasses adjacents</i>	V2, V3, V4, L8, R1	Estimació de l'erosió	25	α
			Evolució de les formes fluvials	20	α
	<i>Promoció de l'erosió lateral en zones sense conflicte amb els usos de les terrasses adjacents</i>	V3, V4, H2, H4, L6, R2, R3, R4, R5, R6	Estimació de l'erosió	25	α
	<i>Reconfiguració de la ribera</i>	V2, V3, V4, F1, F2, F3, F4, H2, H4, L1, L2, L4, L5, L6, R3, R4, R5, R6, Q3	Evolució de la forma de la ribera	27	α
			Funcionalitat de la plana d'inundació	29	α
			Successió i renovació de les espècies vegetals a la plana d'inundació	30	α
			Càlcul del perímetre mullat	31	α
IFQ	<i>Implementar bones pràctiques agrícoles</i>	V2, V3, V4, Q1, Q2, Q3, Q4	Disminució del consum de fertilitzants/pesticides	32	α
	<i>Creació o millora estructures sanejament</i>	Q1, Q2, Q3, Q4	Reducció de la càrrega contaminant de l'efluent de l'EDAR	33	α
	<i>Crear zones de vegetació de transició</i>	V2, V3, V4, F1, F2, F3, F4, Q1, Q2, Q3, Q4	Supervivència de les plantacions (arbres, arbusts, lianes, etc.)	5	ω
			Evolució del recobriment vegetal	1	α
	<i>Creació de wetlands o basses</i>	F1, F2, H2, Q1, Q2, Q3, Q4	Determinar els règims de velocitat de l'aigua al tram	19	α
Supervivència de les plantacions (arbres, arbusts, lianes, etc.)			5	ω	
Nivell d'eutrofització del wetland			34	ω	
VP-Gestió	<i>Retirada de deixalles</i>	Q1, Q2, G1, G2	Estat de neteja de l'espai fluvial	35	α
	<i>Millorar el sistema de gestió de residus</i>	Q1, Q2, G1, G2	Estat de neteja de l'espai fluvial	35	α

Tipus	ACTUACIONS	Objectius	INDICADORS	Fitxa	Classe	
	<i>Acotar les zones de pastura</i>	V2, V3, V4, G3	Evolució del recobriment vegetal	1	α	
	<i>Implementar bones pràctiques forestals</i>	V3, V4, G4	Indicador de gestió forestal	36	α	
	<i>Reduir les extraccions d'àrids</i>	V3, V4, H4, R1, G5	Evolució del volum d'extracció d'àrids	36	α	
			Evolució de les formes fluvials	20	α	
			Mapatge de les zones d'erosió /sedimentació	21	α	
	<i>Reduir la producció elèctrica</i>	V3, V4, H1, H2, G6	Estudi del règim de cabals	16	α	
			Evolució dels KW/h produïts	37	α	
	VP-Paisat	<i>Integració d'infraestructures en el paisatge</i>	V3,P3	Integració paisatgística (EGAM)	38	ω
				Valor estètic del paisatge	39	α
		<i>Crear zones de vegetació de transició</i>	V2, V3, V4, F1, F2, F3, F4, P1, P2, P4, P5	Supervivència de les plantacions (arbres, arbusts, lianes, etc.)	5	
Estudi de connectivitat a nivell de paisatge				40	α	
Valor estètic del paisatge				39	α	
<i>Ajust del traçat d'infraestructures</i>		V3, F1, F2, F3, F4, G8, P1, P3, P4, P5	Estudi de connectivitat a nivell de paisatge	40	α	
<i>Eliminació d'infraestructures</i>		F1, F2, F3, F4, G8, P1, P4, P5	Estudi de connectivitat a nivell de paisatge	40	α	
<i>Connectar espais aïllats</i>		V3, V4, F1, F2, F3, F4, P1, P2, P3, P4, P5	Valor estètic del paisatge	39	α	
	Estudi de connectivitat a nivell de paisatge		40	α		
Ed_Amb	<i>Difusió del projecte (pla comunicació)</i>	E1	Estudi de participació en les activitats	41	ω	
			Enquestes d'opinió sobre la percepció del projecte	42	ω	
	<i>Instal·lació de plafons informatius</i>	E1	Enquestes als usuaris de l'espai fluvial	43	α	
			Enquestes als participants en les activitats d'educació ambiental	44	ω	

Tipus	ACTUACIONS	Objectius	INDICADORS	Fitxa	Classe
Act_Lleu	<i>Creació d'un itinerari o altres activitats d'educació ambiental</i>	E2, E3, E4	Freqüentació de l'espai fluvial	48	α
			Enquestes als participants en les activitats d'educació ambiental	44	ω
			Recopte de participants en activitats d'educació ambiental	45	ω
			Estudi d'accessibilitat a l'espai fluvial	46	α
			Freqüentació de l'espai fluvial	48	α
	<i>Senyalitzar l'espai</i>	V3, V4, F1, F2, A1	Enquestes als usuaris de l'espai fluvial	43	α
			Estudi d'accessibilitat a l'espai fluvial	46	α
			Freqüentació de l'espai fluvial	48	α
	<i>Desenvolupament d'activitats de lleure</i>	A2	Enquestes als participants en les activitats de lleure	47	α
			Estudi d'accessibilitat a l'espai fluvial	46	α
			Freqüentació de l'espai fluvial	48	α
			Cens de visitants al patrimoni històric de l'espai fluvial	49	α
<i>Acotar les zones de pesca esportiva</i>	V3, V4, F1, F3, F4, A1, A3	Freqüentació de l'espai fluvial	48	α	
<i>Implementar bones pràctiques en lleure</i>	V3, V4, F1, F2, F3, F4, A2, A3	Estat de neteja de l'espai fluvial	35	α	
		Evolució del recobriment vegetal	1	α	
		Cens de poblacions de peixos	11	α	

- **Indicadors per a l'Èxit Global (E_G):** Tracten d'observar els efectes del projecte sobre el sistema en general, tant des de la vessant ambiental com socioeconòmica. En el primer cas els indicadors són fonamentalment índexs i mètriques que permeten detectar canvis en la funcionalitat o la composició de les comunitats biològiques, l'estructura física i el règim de cabals del riu i els paràmetres analítics de l'aigua. Pel que fa a la vessant

socioeconòmica, s’han inclòs indicadors sobre l’èxit del projecte en la societat. Comprendre els punts de vista i les actituds de les persones envers la gestió i restauració ecològica és també una manera de fer seguiment que ha estat bastament obviada pels científics (Hallett et al. 2013; Bark et al. 2015; Murcia et al. 2015; Heldt et al. 2016) i que s’ha considerat necessària en el present protocol. S’han introduït indicadors sobre la seva acceptació i el canvi en la percepció o els valors de les persones que el projecte hagi aconseguit. Des d’una vessant més lligada a l’eficiència econòmica, es valora la pervivència de les infraestructures i l’ajust al pressupost. Aquests canvis poden ser conseqüència directa o indirecta d’actuacions de rehabilitació i atribuïbles de manera singular o sinèrgica als treballs que s’han dut a terme a l’espai fluvial.

Taula 13: Indicadors proposats per a l’avaluació de l’èxit global. Els indicadors estan agrupats en tipus segons si fan referència a diversos elements de la vessant ambiental o socioeconòmica. A la columna de la dreta “Fitxa” apareix el codi de la fitxa del present protocol on es desenvolupa cadascun dels indicadors. La Classe indica el moment de mostreig amb les lletres gregues alfa (α) i omega (ω).

Vessant	Tipus	INDICADORS	Fitxa	Classe
Ambiental	Qualitat biològica	Diatomees (IBD)	50	α
		Diatomees (IPS)	51	α
		Macròfits (IM)	52	α
		Macròfits (IVAM)	53	α
		Macroinvertebrats (IBMWP)	54	α
		Macroinvertebrats (FBILL)	55	α
		Macroinvertebrats (IMMi-L)	56	α
		Macroinvertebrats (IMMi-T)	57	α
	Peixos (IBICAT)	58	α	
	Qualitat hidromorfològica	Cabal real	59	α
		Indicadors d’alteració hidrològica (IHA)	60	α
		Connectivitat fluvial (ICF)	61	α
		Índex IHG	62	α
		Grau d’endegament de la llera	63	α

Vessant	Tipus	INDICADORS	Fitxa	Classe	
		Qualitat del bosc de ribera (QBR)	64	α	
		Índex de vegetació fluvial (IVF)	65	α	
		Índex ECELS	66	α	
	Qualitat físico-química	Temperatura	67	α	
		pH	68	α	
		Conductivitat	69	α	
		Sòlids en suspensió (TSS)	70	α	
		Oxigen	71	α	
	Socioeconòmic	Acceptació	Acceptació del projecte per grups d'interès	73	α
			Acceptació del projecte per la població local	74	α
Educació ambiental		Canvi en la percepció social	75	α	
Economia		Ajust al pressupost executiu inicial	76	α	
		Canvi en el planejament (RIBUR)	77	α	
Permanència		Durabilitat de les estructures de bioenginyeria	78	α	
		Durabilitat i conservació de les infraestructures	79	α	

Una avaluació ben dissenyada ha de permetre conèixer no només si el projecte ha tingut èxit o no sinó quines n'han estat les causes.

Per això, és important mesurar no només elements directament relacionats amb els objectius sinó també altres elements de l'espai fluvial que puguin haver causat el canvi.

El seguiment per aconseguir la major sensibilitat possible en relació a les variables mostrejades requereix temps i diners. Per tant, sempre hi haurà d'haver un equilibri entre els recursos disponibles per ser invertits en seguiment i la fiabilitat necessària per qualsevol dada generada, en la qual es basaran les decisions de gestió. També cal tenir en compte que el desenvolupament de plans de seguiment farà necessari l'establiment

i el manteniment de grups de treball interdisciplinaris. És més interessant i útil acompanyar cadascun dels indicadors de seguiment proposats d'una valoració del nivell d'esforç necessari per aplicar-los, fet que es troba desenvolupat a cadascuna de les fitxes. A l'Annex d'aquest protocol hi ha el recull de les fitxes elaborades per a cada indicador, un total de 79 en aquesta primera versió. Les fitxes contenen la informació bàsica sobre el mètode en que es basen, el material i la formació necessaris per aplicar-lo, l'esforç que suposen utilitzant com a unitat de treball el nombre de persones pel temps (pers/t), la periodicitat recomanada, així com observacions sobre l'indicador i referències per obtenir-ne més informació.

4.4.4.4 Disseny final del Pla

En els apartats anteriors s'han presentat els nivells d'avaluació i un recull d'objectius posat en relació amb les actuacions per dur-los a terme. Per cadascuna d'aquestes actuacions s'ha proposat un conjunt d'indicadors per avaluar-ne tant l'anomenat èxit executiu (E_E) com l'èxit global (E_G), desenvolupats en les fitxes. S'haurà d'escollir entre tot aquest ventall d'opcions per aplicar el protocol al projecte del qual es vol fer el seguiment.

Continguts i documentació bàsica que hauria de reunir un pla de seguiment:

- Objectius: Contextualització dins el projecte que es durà a terme. Posada en relació amb les actuacions i els objectius del projecte.
- Disseny: Proposta de pla de seguiment que inclogui els indicadors seleccionats per avaluar cadascun dels èxits d'acord amb els continguts del projecte a partir del present protocol. Posada en relació, si s'escau, amb la diagnosi efectuada en el marc del projecte. Referències als procediments emprats per a la mesura dels indicadors o paràmetres escollits en el seguiment. També caldrà fer constar qui serà l'agent/s encarregats de dur a terme el pla. Determinació de les localitats on es mostrejarà. Es recomana incloure un breu apartat amb la cartografia de les

zones on es durà a terme el seguiment, indicant també la distància respecte a les zones d'actuació quan sigui necessari (p.e. cas de situar punts aigües amunt o avall, en altres trams, conques, etc.).

- **Calendari:** Cronograma de les fases del pla de seguiment que inclogui cadascun dels mostrejos en relació al calendari d'execució de les actuacions del projecte. A l'establir la durada cal tenir en compte no confondre's amb el pla de manteniment del projecte.
- **Presentació dels resultats:** Com es processarà la informació recollida durant l'anàlisi dels resultats del pla. Aquesta és una part fonamental del pla de seguiment on és important intentar entreveure les causes dels resultats obtinguts de cara a elaborar un informe final. Aquest ha de permetre entendre el desenvolupament del projecte i, en cas d'haver-se presentat deficiències, apuntar com s'han resolt o com es podrien millorar en actuacions futures.
- **Difusió:** Com es presentarà als agents interessats (p.e. gestors, població local, entitats, etc.). Aquest apartat està lligat al Pla de Comunicació del projecte.
- **Pressupost:** Detall de les despeses que suposarà la seva aplicació.

4.4.4.5 Durada del seguiment

El marc temporal dels plans de seguiment que es derivin de l'aplicació del present ha de ser en principi superior al període de garantia dels projectes als quals facin referència. En aquest sentit és important distingir el pla de seguiment (al qual fa referència el present document) del simple pla de manteniment de les actuacions dutes a terme durant l'esmentat període de garantia de les obres (generalment amb una durada màxima de 2 anys). Aquesta distinció és essencial a l'hora de considerar els mostrejos posteriors a la finalització de les actuacions del projecte (fase post-projecte) no essent vàlida la consideració d'aquest moment mentre encara es duguin a terme tasques de manteniment de les actuacions. En cas d'incloure el pla de seguiment

mostrejos durant la fase executiva del projecte hauran de fer-se constar com una etapa prèvia al mostreig per avaluar l'estat final un cop acabades les actuacions i el seu manteniment.

Existeixen diverses opcions en relació a la planificació de la durada del seguiment que depenen dels fenòmens que vulguin observar-se fent necessari un ajust concret en cada cas.

- Mostrejar a intervals regulars, per tal de poder observar les tendències i variacions en les dades. És útil per aquells fenòmens que responen de manera lenta però constant a les accions de rehabilitació, com ara les poblacions de peixos (Rutherford et al. 2000b).
- Mostrejar després de les crescudes majors a una determinat període de retorn (p.e. després de les dues primeres crescudes ordinàries). Aquesta estratègia serà especialment adequada per a aquells projectes que incloguin estructures instal·lades a la llera o a la ribera que es posin a prova durant aquests esdeveniments.

Cal tenir en compte en la planificació temporal del seguiment els fenòmens lligats als elements que volem estudiar. Per exemple, en el cas de plantacions o sèmbrs en zones de clima mediterrani, cal considerar el mostreig després de períodes crítics per a la supervivència dels vegetals com ara la sequera estival. Igualment, cal ajustar els terminis als cicles biològics de les espècies que volen observar-se per tal d'obtenir informació acurada en els moments més adients. Seguint amb el cas de la vegetació de ribera, s'haurà de tenir en compte l'existència d'espècies caducifòlies que durant la tardor i l'hivern seran més difícils de reconèixer, d'herbàcies anuals no hauran brotat encara, etc.

4.4.4.6 *Mostreig i recollida de dades*

Un cop planificat el seguiment i el moment, segons el nivell de seguiment escollit i el propi calendari fixat, en que és necessari valorar els indicadors caldrà començar la recollida de dades. Aquest procés dependrà fortament de cadascun dels indicadors escollits.

4.4.4.7 *Anàlisi dels resultats*

Un cop acabada la recollida de dades, comença el procés de tractament d'aquestes per tal de valorar en últim terme l'assoliment de l'èxit del projecte.

El primer pas consisteix en fer comparables els resultats obtinguts per cada indicador. Les dades recollides per cadascun dels indicadors seran estandaritzades en valors entre 0 i 1 per tal de poder-les fer comparables entre elles. Els valors corresponents al màxim i mínim de cada rang dependran de la tipologia de l'indicador i tindran en compte sempre que sigui possible les característiques dels ecosistemes de referència que correspongui a l'ecosistema. Aquests valors també estan recollits a cadascuna de les fitxes.

Una vegada es tinguin tots els valors estandaritzats, s'hauran de comparar amb els rangs proposats per determinar el nivell d'èxit de cadascuna de les actuacions efectuades i la seva repercussió global. És evident, que les possibilitats d'anàlisi dels resultats dependran fortament del tipus de nivell de seguiment escollit. Recordem la Taula 11, on es presentaven els 4 nivells de seguiment.

La manera de procedir en qualsevol dels casos és a partir de la comparació dels valors estandaritzats dels indicadors, però les possibilitats augmenten a mesura que ho fa la complexitat del nivell escollit en el disseny del pla de seguiment. Tant si aquestes comparacions han d'establir-se només a posteriori com si també disposem de dades

d'una localitat control o mostrejos previs, s'han establert uns rangs per valorar l'èxit que es troben recollits a la Taula 14.

Taula 14: Matriu proposada per avaluar l'èxit de la restauració en cinc categories a través de la comparació dels valors dels indicadors ABANS i DESPRÉS de l'execució del projecte. Els símbols per cada categoria d'èxit són: -, deteriorament, fracàs; 0, sense canvi, fracàs; +, petita millora, petit èxit; ++, millora moderada, èxit intermedi; +++, gran millora, èxit alt (modificat de Woolsey et al. 2007).

Valor indicador DESPRÉS de la restauració	Valor indicador ABANS de la restauració										
	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1
0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0	+	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0	+	+	0	-	-	-	-	-	-	-	-
0	+	+	+	0	-	-	-	-	-	-	-
0	+	+	+	+	0	-	-	-	-	-	-
1	++	++	+	+	+	0	-	-	-	-	-
1	++	++	++	+	+	+	0	-	-	-	-
1	++	++	++	++	++	+	+	0	-	-	-
1	+++	+++	++	++	++	++	+	+	0	-	-
1	+++	+++	+++	+++	+++	++	++	++	++	0	-
1	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	0

Lògicament, aquest plantejament en forma de matriu correspon a l'avaluació d'un seguiment de nivell 3, amb mostreig previ i posterior almenys en una localitat on s'hagi aplicat el projecte. Ara bé, els rangs proposats seran els mateixos per cada plantejament, canviant només la disponibilitat de dades i naturalment la robustesa dels resultats:

- Nivell 1: Només existeixen mostrejos posteriors a l'execució del projecte. L'èxit es determinarà comparant l'evolució posterior d'aquests valors, de manera que seran necessàries almenys dues dades de moments diferents (Figura 28). En el millor dels casos podrà observar-se una trajectòria positiva. En cas

exemple seria de 0,6 a 0,7, equivalent a una petita millora (+) que en qualsevol cas tindrà un nivell de confiança molt baix, ja que no hi ha material per establir comparacions coherents. Aquest exemple mostra la poca fiabilitat d'aquest plantejament.

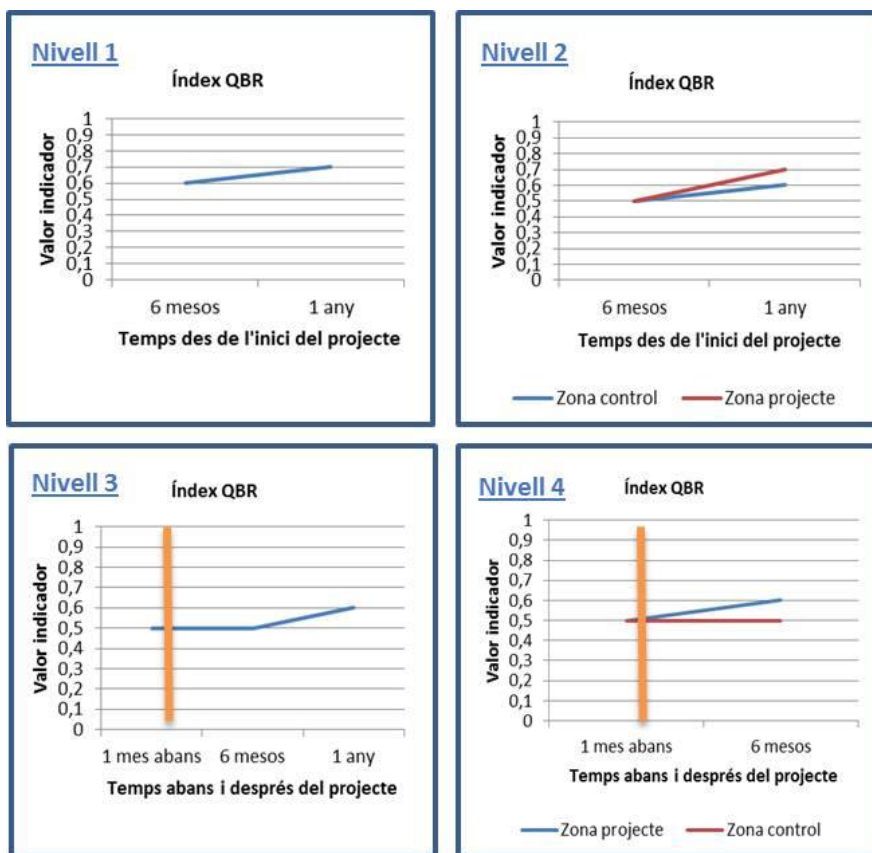


Figura 28: Evolució d'un paràmetre indicador exemple (índex QBR) en un projecte amb seguiment de nivell 1 (dalt a l'esquerra), 2 (dalt a la dreta), 3 (a baix a l'esquerra) i 4 (a baix a la dreta). La línia taronja assenyaleta el moment d'inici del projecte.

- Nivell 2: Només existeixen mostres posteriors a l'execució del projecte però s'ha mostreat també una localitat control. L'èxit es determinarà comparant l'evolució posterior dels valors indicadors en aquestes dues localitats. Seran

necessàries almenys dues dades de moments diferents (Figura 28). Podrà observar-se una trajectòria comparada. En cas exemple seria de 0,5 a 0,6 en la localitat control i de 0,5 a 0,7 en la zona de projecte. Podríem estimar que el projecte ha produït una petita millora (+) considerant que el canvi real és de 0,1 punts en el rang. Com que la zona control també ha millorat degut a d'altres factors, hem de corregir el valor observat en la zona projecte, passant d'un augment de 0,2 a un augment "net" de 0,1. El nivell de confiança és baix, ja que no hi ha dades prèvies. Aquest exemple mostra l'avantatge d'introduir localitats control quan no hi ha mostres prèvies a la mateixa localitat.

- Nivell 3: Existeixen mostres previs i posteriors a l'execució del projecte en la localitat on s'han dut a terme les actuacions. L'èxit es determinarà comparant l'evolució dels valors indicadors al llarg del temps. Seran necessàries almenys dues dades de moments diferents, la prèvia i la posterior (Figura 28). Podrà observar-se una trajectòria simple. En cas exemple el valor inicial de l'índex seria de 0,5. Es mantindria sis mesos després dels treballs i augmentaria fins a 0,6 al cap d'un any. El plantejament és el mateix que en la Taula 14, però aquí hem introduït un segon mostreig posterior. Podríem estimar que el projecte ha produït una petita millora (+) considerant que el canvi és degut a l'efecte del projecte. El nivell de confiança és mitjà, ja que, tot i que no hi ha localitat control existeix una comparació de dades in situ. Aquest exemple mostra la importància d'incloure el mostreig previ.
- Nivell 4: Existeixen mostres previs i posteriors a l'execució del projecte en la localitat on s'han dut a terme les actuacions i es tenen també dades d'una localitat control. L'èxit es determinarà comparant l'evolució dels valors indicadors al llarg del temps en les dues localitats. Seran necessàries almenys quatre dades de moments diferents, la prèvia i la posterior i de les localitats

mostrejades (**iError! No se encuentra el origen de la referencia.**). Podrà observar-se una trajectòria comparada. En cas exemple el valor inicial de l'índex seria de 0,5 en les dues localitats. Aquest valor es mantindria sis mesos després dels treballs en la localitat control però augmentaria fins a 0,6 en la zona de projecte. El plantejament és el mateix que en la Taula 14, però aquí s'inclou també la comparació amb la localitat control. Podríem afirmar que el projecte ha produït una petita millora (+) considerant que el canvi és degut a l'efecte del projecte. El nivell de confiança és alt. Aquest exemple mostra l'avantatge d'incloure el mostreig previ i localitat control.

Per aproximar aquest plantejament als projectes reals, on sovint la informació prèvia disponible per ser considerada com a condició inicial és limitada, a continuació es descriuen algunes estratègies que es poden incloure en el disseny dels plans de seguiment segons la disponibilitat d'informació. Naturalment, cal tenir en compte l'excepció que suposen alguns dels indicadors relatius a l'èxit de les actuacions que fan referència al sol moment de l'execució de les mateixes, i en els quals en general no s'establiran comparacions amb estadis anteriors (p.e. l'indicador "Percentatge de germinació" en el cas de la sembra d'herbàcies).

Si no existeix mostreig previ i s'ha de plantejar el seguiment només a posteriori (cas de projectes ja començats o acabats), es proposa un procediment alternatiu a través de l'apartat de la diagnosi del propi projecte per considerar-ne la inclusió en el programa de seguiment, veient si és possible considerar aquestes dades com a mostreig previ.

Amb això s'intentarà quantificar en la mesura del possible el canvi d'aquests elements una vegada implementat el projecte, per bé que en molts casos el resultat serà mixt (amb indicadors avaluats abans i després i d'altres que només s'hauran avaluat a posterior). Amb tot, aquesta aproximació intenta aprofitar el potencial de disseny del projecte. Des d'un punt de vista conceptual és assumible que per tal de dissenyar certs

objectius i actuacions s'hagin considerat, de manera directa o indirecta, els principals elements de la diagnosi que s'haurien de veure afectats per les actuacions proposades. En els projectes per als quals en el seu disseny no s'hagin considerat elements de diagnosi que puguin ser comparats amb els indicadors de seguiment, la informació que s'obtindrà estarà relativament limitada a considerar l'èxit de les actuacions proposades però no podrà establir-se de manera clara l'èxit pel que fa al nivell d'assoliment dels objectius plantejats inicialment. En aquest cas, la consideració de l'èxit ecològic pot venir donada per procediments alternatius:

- Estudiar l'estat ecològic del tram on s'ha actuat i comparar-lo amb el que li correspon assolir per a la massa d'aigua a la qual forma part. És una manera de conèixer indirectament l'efecte del projecte sobre la consecució dels objectius de la Directiva Marc de l'Aigua, si és no es podrà determinar l'evolució que ha presentat el riu sinó només si actualment es troba en els objectius esmentats.
- Extrapolar dades de la diagnosi de l'estat ecològic procedents d'altres documents de diagnosi que no siguin el propi projecte o bé que no corresponguin exactament al mateix tram (p.e. PEF, treballs de recerca, etc.).

Si no es pot aplicar cap d'aquestes estratègies, una altra opció és fer el mostreig només a posteriori però incloent també una localitat control. Amb això s'aconseguirà millorar els resultats del seguiment de manera significativa.

4.4.5 DISCUSSIÓ

Els ecosistemes fluvials són enormement dinàmics i formats per un conjunt d'elements relacionats entre si. En aquest sistema, és evident que poden donar-se múltiples

combinacions d'indicadors per a monitoritzar un mateix aspecte, de la mateixa manera que actuacions diverses o la integració de totes elles sovint condueixen a la consecució d'un mateix objectiu. No obstant això, el protocol SPR és complert i ajusta al màxim les relacions entre indicadors i els elements de cadascun dels seus blocs, presentant una aproximació holística a la consideració final de l'èxit.

Quan l'èxit en el disseny dels projectes vagi acompanyat d'un èxit també en les actuacions, s'hauria de poder observar també una millora en l'estat ecològic de l'espai fluvial, si bé aquesta mesurar aquest aspecte és complex (Bernhardt et al. 2011; Morandi et al. 2014; Derhé et al. 2016) si bé en alguns casos poden establir-se aquesta mena de relacions (Kristensen et al. 2013; Kristensen et al. 2014; Hering et al. 2015; Erwin et al. 2016; Dixon et al. 2016; Muhar et al. 2016).

S'ha observat que les causes de no assolir l'èxit dels projectes de rehabilitació fluvial són diverses, podent distingir-se entre el disseny del projecte, la definició dels objectius, impactes humans, condicions meteorològiques excepcionals, etc. En alguns casos les estructures que s'instal·len als espais fluvials no tenen èxit degut a que no han estat ben dimensionades i construïdes o simplement perquè no són adequades per la situació particular que es vol arranjar. Un altre aspecte a considerar és el grau d'interferència de l'home en l'espai fluvial. Aquest es pot presentar en qualsevol de les fases del projecte, podent modificar el decurs del mateix. Per exemple, plantacions de ribera, itineraris ambientals i d'altres estructures poden ser malmeses de manera intencionada. Indicadors relacionats amb la pervivència de les actuacions realitzades hauran de posar de manifest també les causes d'aquesta degradació. Els fenòmens que afecten a nivell de conca tenen un paper determinant en l'èxit o el fracàs de la majoria de les actuacions. Alguns d'aquests aspectes podran analitzar-se separatament del propi èxit del projecte amb dissenys de seguiment on intervinguin les localitats "control" esmentades en apartats anteriors.

La nostra metodologia en el protocol SPR segueix l'enfocament d'altres treballs (Roni 2005; Hostmann 2005; Woolsey et al. 2007) i assoleix un major nivell de profunditat entorn a l'anàlisi de l'èxit dels projectes que d'altres plantejaments recents (Baker & Eckerberg 2016). Una altra corrent en el seguiment s'efectua des de la valoració dels serveis que proveeix l'ecosistema (Vermaat et al. 2016) perspectiva allunyada de l'enfoc de la present recerca, en considerar-se el conjunt des d'una visió excessivament antròpica

Per a la seva validació, l'aplicació prèvia del protocol APR als 13 projectes seleccionats ha permès conèixer en profunditat les característiques i l'enfocament de cadascun dels projectes per a la posterior aplicació del protocol de seguiment. De manera rellevant, en el context del seguiment l'APR ha permès conèixer el nivell de detall de la informació de diagnosi que reuneixen els projectes, fet que ha estat important per a considerar l'existència de dades abans de l'inici dels treballs de restauració. Aquest fet reforça la complementarietat d'ambdues metodologies desenvolupades durant la tesi, essent aquest un fet rellevant que s'esperava assolir.

El protocol SPR i la seva aplicació a un conjunt de projectes s'ha desenvolupat en el marc del conveni signat entre el Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona l'ACA pel qual s'estableix l'aplicació i validació del protocol de seguiment i verificació d'objectius de les actuacions de gestió, conservació i recuperació d'espais fluvials. Aquests treballs van servir de base per a l'elaboració del Protocol SEGRIBER de l'Agència, que simplifica les casuístiques i el grau de profunditat original del protocol SPR presentat en aquest Capítol. Així, el protocol SEGRIBER ha esdevingut un dels criteris normatius d'aplicació per part de l'ACA amb l'objectiu d'homogeneïtzar els plans de seguiment de les actuacions de recuperació de riberes i d'espais fluvials (ACA 2016).

D'altra banda, la convocatòria de subvencions per al programa de 2008-2009 l'ACA demanava als sol·licitants que aportessin com a documentació un pla de manteniment i seguiment amb la verificació específica dels efectes derivats de l'actuació de millora o restauració, amb el compromís específic de l'entitat de dur-hi a terme les mesures que s'hi prevegin amb caràcter periòdic. No obstant, es feia constar que les despeses derivades d'aquest pla de manteniment i seguiment no s'inclourien dins l'objecte subvencionable (DOGC 4902 de 16 de juliol de 2007) i, per tant, havien de ser sufragats pels promotors del projecte. Aquest fet pot haver condicionat el desenvolupament dels plans de seguiment dels projectes en les convocatòries de subvenció promogudes per l'Agència.

L'aplicació pràctica dels plans de seguiment dissenyats amb el protocol SPR no ha estat un dels objectius inclosos en l'abast de la present tesi. Per tant, no es fa referència en aquest estudi al balanç del seguiment dels projectes per tal de valorar si han assolit l'èxit i per quins motius. No obstant això, es considera fonamental impulsar aquesta mena d'estudis pràctics, per tal d'assegurar un procés de millora continua que contribueixi a l'avenç de la restauració fluvial.

Finalment, cal tenir en compte que l'èxit total està format per la suma de moltes components, petits èxits. Si bé alguns aspectes del projecte poden no haver funcionat com estava previst, cal tenir present que els èxits parcials són també molt significatius. Si el projecte pretenia canviar molts elements d'un ecosistema alterat i només ha aconseguit millorar-ne alguns, s'ha de llegir en clau positiva el fet d'haver aconseguit un resultat satisfactori en molts aspectes. En qualsevol cas, també cal posar de manifest la importància d'extreure lliçons de cada intervenció per poder-les aplicar en el següent projecte. El protocol SPR s'ha de veure en aquest sentit com una bona manera d'analitzar les experiències i aprendre, buscant en qualsevol cas que es dugui a terme un exercici de reflexió que condueixi a un millor coneixement dels processos de seguiment i de la seva utilitat per a valorar la consecució dels objectius del projecte.

5 DISCUSSIÓ GENERAL

L'objectiu general d'aquesta tesi doctoral ha estat investigar la pràctica de la restauració fluvial a Catalunya, en un moment (1999-2011) en que es van proposar i executar un bon nombre de projectes, fent una revisió crítica dels mateixos. Fins aleshores, no es disposava de cap metodologia que oferís la possibilitat d'analitzar i puntuar com s'havien dissenyat els projectes, tant des de la perspectiva ambiental com socioeconòmica, elaborant-se una metodologia (Protocol APR) per avaluar-ne els continguts.

Una de les principals conclusions d'aquesta tesi doctoral és el poc desenvolupament que presentaven en els apartats de seguiment. Aquest fet va motivar la creació d'un protocol específic (Protocol SPR) per a la formulació de plans de seguiment que permetin avaluar l'èxit dels projectes.

Amb anterioritat a aquesta tesi doctoral, no es disposava de metodologies adaptades al context català que permetessin una anàlisi sistematitzada i complementària dels projectes de restauració fluvial i del seu potencial èxit, fet que és una de les principals fortaleeses d'aquest treball de recerca.

Així mateix, s'han estudiat els impactes sobre l'ecosistema fluvial d'una de les actuacions més freqüents als projectes de restauració catalans, la gestió del canyar (*Arundo donax*), analitzant *in situ* l'efecte del tractament amb un herbicida de base glifosat sobre la comunitat de macroinvertebrats, a nivell estructural i funcional. Aquesta també es considera una contribució important de la tesi, ja que va motivar el desenvolupament específic i innovador d'un procediment analític per mesurar les concentracions de glifosat a l'aigua de riu en condicions de salinitat important, fet que no s'havia dut a terme anteriorment. Molts d'aquests estudis s'efectuaven en condicions de laboratori, essent les dificultats que suposava portar-los a la pràctica en

un cas real de gestió sobre el terreny un repte que s'ha superat de manera satisfactòria (Puértolas et al. 2010).

Durant el desenvolupament d'aquesta tesi, la recerca sobre la restauració fluvial i els seus efectes ha augmentat a nivell global i ja no pot considerar-se una activitat emergent. No obstant això, la pràctica de la restauració fluvial a Catalunya ha disminuït, a causa de la finalització de les principals línies de subvenció pública envers aquesta activitat a finals de la primera dècada del segle. S'espera, no obstant, que aquesta tesi també contribueixi a posar de manifest la importància de la restauració dels espais fluvials, així com la necessitat d'introduir l'avaluació ambiental i socioeconòmica sistemàtica com a eina fonamental per a la gestió d'aquests ecosistemes.

Aquest apartat té per objecte fixar un context de discussió més ampli sobre alguns dels aspectes que han anat sorgint al llarg de la tesi. La discussió se centrarà en la pràctica de la restauració i les bases per a l'anàlisi de projectes (1), el grau de desenvolupament de la restauració fluvial a Catalunya (1), l'efecte que les pròpies actuacions poden ocasionar sobre l'ecosistema durant la fase d'execució (3) i la importància del seguiment de l'èxit dels projectes (4).

5.1 RESTAURACIÓ FLUVIAL I ANÀLISI DE PROJECTES

A la pràctica utilitzem el terme restauració com un gran paraigua sota el qual tenen cabuda les iniciatives que tenen una tendència en la intervenció sobre els espais fluvials diferent a la vessant hidràulica, habitual en els projectes fins fa molt poc. Sovint s'espera que la restauració fluvial incrementi la complexitat estructural de l'hàbitat, afavorint, per tant, la riquesa i la diversitat d'espècies d'acord amb la hipòtesi de l'heterogeneïtat de l'hàbitat (Simpson 1949; MacArthur & Wilson 1967; Palmer et al. 2010; Ecke et al. 2016). No obstant, la majoria d'investigadors assumeixen que augmentar la riquesa d'espècies o la seva diversitat funcional equival a la restauració

de la funcionalitat de l'ecosistema, però s'assumeix que és difícil demostrar empíricament aquesta relació (Derhé et al. 2016).

Davant la manca de precedents al respecte, els projectes s'han elaborat sense seguir uns criteris formals i estructurals que poden millorar-se (Jansson et al. 2005; Palmer, Bernhardt, et al. 2005; Volk et al. 2010; Baker & Eckerberg 2016), en alguns casos amb relativament poc esforç conceptual i econòmic.

Per una altra banda, hi ha un salt notable entre la filosofia i els objectius de molts dels projectes que s'executen arreu i les actuacions realitzades a la pràctica. Cal trobar un equilibri entre les consideracions ecològiques, les socials i les econòmiques en els projectes de rehabilitació, per tal de legitimar-los. S'ha de fer notar que sovint es destinen grans inversions a projectes que tenen uns objectius centrats sobretot en la construcció d'infraestructures però que no duen a terme cap exercici de diagnosi socioeconòmica per conèixer les preferències i interessos dels diferents agents implicats. Els aspectes socials són cada vegada més estudiats en la línia de discernir com un millor coneixement de la interrelació entre la natura i la societat pot ser també útil per als gestors (Robinson et al. 2014; Bark et al. 2015). En aquest sentit, l'enfocament de la tesi, i definit a l'inici del període de recerca des de la doble vessant ambiental i socioeconòmica, encaixa en aquesta tendència.

La cooperació estreta entre professionals, diferents organismes que fan actuacions en els rius i científics seria beneficiosa, però la majoria de projectes de restauració es duen a terme amb poca o gens participació científica o dels postulats que aquests proposen en els seus treballs, molt sovint ignorats pels gestors i els ens actuants en els projectes de restauració. No s'ha de perdre de vista el fet que la restauració amb èxit requereix la participació interdisciplinària de gestors del territori, polítics, científics i educadors. És fonamental la participació de tots els *stakeholders* per tal d'assolir l'èxit dels projectes, postulant alguns autors que la manca de participació pot impedir que tres quartes parts

dels projectes arribin a assolir els objectius de restauració previstos (Connif 2014; Heldt et al. 2016). La vessant comunicativa dels projectes i el seu impacte en mitjans i xarxes socials també comença a analitzar-se (Bark et al. 2016; Erwin et al. 2016; Heldt et al. 2016) i esdevé una eina més per a la gestió.

El paper de l'administració és crucial sens dubte en l'elaboració de projectes arreu. No obstant, amb freqüència les subvencions són per a iniciatives a petita escala que caldria dotar de més força per incidir en un major nombre de projectes i de més entitat. Així, s'hauria d'intentar impulsar unes línies guia per tal de consolidar en un marc més ampli els projectes que tenen un abast excessivament local. De fet, un dels reptes de la restauració és la necessitat d'aconseguir recuperacions d'ecosistemes a majors escales espaials (Murcia et al. 2015), ja que molts projectes a nivell de tram no tenen èxit degut a la interrelació de processos que actuen a nivell de conca (Palmer et al. 2010; Neale & Moffett 2016; Wahl et al. 2013). Això requereix expertesa tècnica, inclusivitat i concreció en els objectius, i esquemes de monitoreig i governança ben definits, aspectes que són encara absents en molts dels plantejaments, fet que s'observa també a nivell internacional (Murcia et al. 2015). Actuacions com l'alliberament de cabals ambientals per a la restauració són un repte per als gestors (Bark et al. 2016), però cal abordar-lo a causa de la seva influència primordial en els processos que tenen lloc a nivell de tram (Feld et al. 2011; Verdonshot et al. 2013; Wahl et al. 2013).

És fonamental fer partícips als ciutadans d'una activitat en la que, quan hi ha subvencions públiques, s'hi inverteixen part dels seus impostos. A més, la societat és sensible als canvis en els paisatges, tractant-se d'un valor que sovint s'endinsa en el terreny dels intangibles. És també la funció de qualsevol persona vinculada a la gestió o a l'estudi dels ecosistemes, transmetre la informació pertinent sobre els valors i la importància d'aquests espais abans d'iniciar qualsevol debat. Si és veritat que en alguns casos la població local pot tenir desitjos contraposats relacionats amb la restauració, la única manera de canviar aquest fet és mitjançant una comunicació constant, que generi

una sensació de transparència ajustada a les necessitats dels diversos *stakeholders* (Heldt et al. 2016). És bàsica la divulgació i l'educació ambiental, donant a conèixer els espais fluvials i el seu dinamisme, ja que augmentar el sentiment de pertinença de la població local (Sacande & Berrahmouni 2016) assegura la sostenibilitat de molts projectes.

5.2 LA PRÀCTICA DE LA RESTAURACIÓ FLUVIAL A CATALUNYA

La restauració fluvial és una activitat que s'ha anat consolidant a Catalunya durant la primera dècada del segle XXI. Malgrat això, va incorporar-s'hi molt després que altres països pioners com Suïssa, Dinamarca o els Estats Units (Palmer, Allan, et al. 2005; Jenkinson et al. 2006; Kurth & Schirmer 2014) on actualment s'ha convertit en una indústria multimilionària en molts països (Bernhardt et al. 2005; Wohl et al. 2015; Erwin et al. 2016). Al nostre país, la retirada del finançament públic ha comportat un fre a aquesta pràctica en els darrers anys.

Un dels aspectes posats de manifest en aquesta recerca són els bons resultats obtinguts per part de projectes amb pressupost menor, de manera que dissenyar un projecte de qualitat sovint és una qüestió més aviat de voluntat, rigor i aprofitament de les fonts a l'abast. Aquest fet hauria de denotar la potencialitat de reprendre el suport públic en iniciatives ben dissenyades i dirigides, sense que aquestes hagin d'assolir els elevats nivells de despesa observats en alguns dels projectes catalans. Una altra qüestió que aflora en aquest sentit és si els projectes de rehabilitació que es duen a terme són tant costosos econòmicament en alguns casos perquè busquen un resultat a curt termini. Algunes propostes menys intervencionistes (per exemple, que preveïessin la desaparició progressiva dels processos degradatius alhora que duguessin a terme actuacions localitzades per facilitar la recolonització a llarg termini) potser serien menys costoses tot i que oferirien resultats més allunyats en el temps. De fet, el temps

transcorregut després de les restauracions és un dels principals factors que permeten explicar els efectes de la restauració (Kail et al. 2015; Ecke et al. 2016), però sovint es té una visió massa a curt termini. També s'ha observat que hi ha una quantitat gens menyspreable de pressupostos destinades a tècniques de bioenginyeria per estabilitzar rius en zones no urbanitzades, fet que pensem no és del tot justificat ni necessari. En aquest sentit, diversos autors apunten ja fa temps la ineficiència de moltes pràctiques de restauració actuals basades en grans actuacions estructurals (p.e. bioenginyeria i reconfiguracions del canal) com a metodologia per a millorar l'ecosistema fluvial a nivell de funció i estructura (Bernhardt et al. 2011) i la necessitat d'emfatitzar que la restauració fluvial es basi més en els processos que no pas en la forma (P. Wilcock 1997; G. M. Kondolf 1998; Wohl et al. 2005; Simon et al. 2007; Erwin et al. 2016). La lluita contra l'erosió de la riba ha estat habitual en els projectes i ha afectat negativament els ecosistemes fluvials (Slater 2007) i, tot i que els processos d'erosió cada vegada més són considerats com un element clau de la protecció de la biodiversitat (Habersack et al. 2007), els projectes catalans (però no només aquests) haurien de contribuir al restabliment de la connectivitat lateral dels rius.

Com és sabut, un pas crític en la fase de planificació de qualsevol projecte de restauració és traslladar les grans fites a assolir en objectius de disseny concrets i mesurables (Roni et al. 2013). És evident que els projectes tenen unes línies conceptuals fixades abans d'iniciar qualsevol estudi del medi, però en alguns casos s'han trobat projectes que fan un exercici enriquidor d'adaptació dels objectius inicials a la realitat del medi. Aquesta circumstància és, no obstant, una excepció. És més freqüent observar el capítol d'objectius després d'una breu introducció, abans de fer ni tant sols una descripció del medi en que es troba emmarcat el projecte (i evidentment abans de la diagnosi). La manca d'objectius mesurables malauradament és encara un fet comú que detecten molts dels exercicis de recerca que exploren aquesta matèria (Hallett et al. 2013; Erwin et al. 2016).

Un fet molt remarcable que s'ha intentat posar de manifest de bon principi amb el disseny de l'APR és la importància de la citació i referenciació de la informació en qualsevol treball, especialment de caire científic. En aquest sentit, s'han observat nombroses i reiterades mancances en la majoria dels projectes, sobretot a l'apartat de diagnosi però podria fer-se extensiu al conjunt.

5.3 UN CAS COM A EXEMPLE: EL CONTROL DEL CANYAR

La gestió d'espècies vegetals invasores és un problema ambiental de primera magnitud, essent el canyar (*Arundo donax*) una de les que més afecten als rius catalans, essent freqüent en molts projectes de restauració. Entre els seus mètodes de tractament és comuna l'aplicació foliar herbicides no específics, molts dels quals a base de glifosat (Mozdzer et al. 2008; Papchenkova et al. 2009). Fins al moment d'aquesta recerca s'havien estudiat principalment la seva toxicitat aguda, i no s'havien analitzat en profunditat els possibles efectes sobre la comunitat de macroinvertebrats (Ailstock et al. 2001).

El nostre estudi va detectar glifosat *in situ*, tant a l'aigua del riu (màxim 3 dies després de l'aplicació) com a l'aigua intersticial (màxim 12 dies després de l'aplicació), de manera que els nostres resultats no coincideixen amb d'altres autors, que consideren que el glifosat té un baix potencial de contaminar les aigües del medi degut a la seva elevada tendència a ser adsorbit al sòl i a la seva ràpida degradació per part dels microorganismes (Giesy et al. 2000; Borggaard & Gimsing 2008).

Els impactes generats per l'herbicida sobre la comunitat de macroinvertebrats s'han observat sobretot a nivell funcional, produint-se alteracions metabòliques com l'estrès oxidatiu observades amb l'ús de biomarcadors, principalment sobre *Hydropsyche exocellata*.

En tractar-se d'un espai fluvial degradat per d'altres factors (baix cabal, salinitat i abocaments d'aigües residuals) (Prat i Fornells & Rieradevall i Sant 2006; Cañedo-Argüelles et al. 2016), la comunitat de macroinvertebrats està formada per espècies tolerants, sense que s'hagin observat diferències de composició abans i després del tractament. Aquest fet concorda amb el que han observat altres autors en relació a l'efecte de les restauracions sobre les comunitats de macroinvertebrats quan no es mitiga l'impacte dels factors d'estrès que actuen a una escala espacial major (eutrofització, salinitat, elevada càrrega orgànica o pesticides (Sarriquet et al. 2007; Palmer et al. 2010; Feld et al. 2011; Haase et al. 2013; Neale & Moffett 2016; Verdonschot et al. 2016).

5.4 EL SEGUIMENT, UN ASPECTE FONAMENTAL PER A L'ÈXIT

Com s'ha anat citant en diversos apartats al llarg del treball, un programa de seguiment ben dissenyat és un punt crític de qualsevol activitat de restauració, gestió de recursos o conservació (Bernhardt et al. 2011; Roni et al. 2013; Woolsey et al. 2007; Ecke et al. 2016; Erwin et al. 2016). Malgrat això, potser aquest és l'apartat que ha estat menys desenvolupat als projectes, tant en els analitzats com a nivell internacional (Kondolf & Micheli 1995; Bash & Ryan 2002; Turner et al. 2000; Jähnig et al. 2011; Bernhardt et al. 2011; Vermaat et al. 2016). Fins i tot a Suïssa, amb alguns projectes pioners de desentubament des de la dècada dels 80 del segle passat, encara hi manca un seguiment independent que faci públics els beneficis per al riu dels projectes d'aquest tipus (Broadhead & Lerner 2013; Neale & Moffett 2016).

A Catalunya, si bé és cert que molts projectes inclouen el seguiment posterior a la finalització de les obres durant l'anomenat període de garantia (que acostuma a ser de dos anys), aquest rara vegada s'estén més enllà de preveure regs i reposició de marres (que serien activitats més pròpies d'un programa de manteniment). Donada la manca

de seguiment de les actuacions ulteriors a l'habitual període de garantia, afloren molts dubtes sobre la permanència a llarg termini de mesures que suposen un cost important, del qual és necessari valorar-ne l'eficiència. Els sistemes de monitoreig implementats a mig i llarg termini són escassos i necessaris per identificar la sostenibilitat de les actuacions (Ryder et al. 2008; Roni et al. 2013; Kail et al. 2015; Ecke et al. 2016).

Quan l'èxit en el disseny dels projectes vagi acompanyat d'un èxit també en les actuacions, s'hauria de poder observar també una millora en l'estat ecològic de l'espai fluvial, si bé mesurar aquest aspecte és complex (Bernhardt et al. 2011; Morandi et al. 2014; Derhé et al. 2016), en alguns casos poden establir-se aquesta mena de relacions (Kristensen et al. 2013; Kristensen et al. 2014; Hering et al. 2015; Dixon et al. 2016; Muhar et al. 2016). Donada la diversitat dels projectes que actualment es duen a terme, aquest plantejament enllaça amb els conceptes de rehabilitació, restauració, maquillatge, etc. que permet distingir entre els projectes ben dissenyats, els ben executats i el que a més condueixen a una millora de l'ecosistema fluvial. D'altra manera, en el cas d'un projecte amb objectius clars però allunyats de la naturalitat (tipus ajardinament) però ben executat no quedarien al descobert: seria un projecte exitós en general, perquè possiblement assoliria els objectius si el desenvolupament dels treballs fos correcte, però no es recolliria l'efecte d'aquest projecte sobre l'estat ecològic. Amb el present plantejament, es posaria de manifest que compleix una de les components d'èxit però no la segona.

La nostra metodologia segueix l'enfocament d'altres treballs (Roni 2005; Hostmann 2005; Woolsey et al. 2007) i assoleix un major nivell de profunditat entorn a l'anàlisi de l'èxit dels projectes que altres plantejaments recents (Baker & Eckerberg 2016). Una altra corrent en el seguiment s'efectua des de la valoració dels serveis que proveeix l'ecosistema (Vermaat et al. 2016) perspectiva allunyada de l'enfoc de la present recerca, en considerar-se el conjunt des d'una visió excessivament antròpica. No obstant, aquest fet no està en contradicció amb la necessitat de considerar la vessant

socioeconòmica dels projectes, aspecte fonamental de la present tesi. Aquests aspectes creixen en importància (Bark et al. 2016) i s'hi sumaran cada vegada més la consideració dels aspectes intangibles, que també han de ser tinguts en compte i posats en valor des d'una perspectiva holística de la gestió dels ecosistemes.

Els projectes de recuperació d'espais fluvials idealment pretenen “millorar” els ecosistemes fluvials per mitjà de les intervencions realitzades. Aquesta sovint s'espera en termes d'augment de la diversitat de les comunitats biològiques, per bé que a la pràctica és difícil mesurar evidències que permetin afirmar que s'ha produït aquesta millora ecològica (Bernhardt et al. 2011; Verdonschot et al. 2016; Ecke et al. 2016). La poca efectivitat en aquest sentit de molts projectes pot obstaculitzar l'assoliment dels objectius de qualitat fixats per les normatives (Langhans et al. 2016).

És fonamental ser capaços de detectar els canvis que es produeixen com a conseqüència de les actuacions i posar-los en relació no només amb els objectius del projecte, sinó amb l'estat ecològic de l'espai fluvial. En definitiva, l'objectiu últim de la gestió dels ecosistemes fluvials ha de ser un procés que condueixi a la seva millora, que aquest procés tingui lloc de la manera més objectiva, traçable i transparent possible.

6 CONCLUSIONS

6.1 CONCLUSIONS GENERALS

Els projectes de restauració poden ser avaluats de manera sistemàtica, tant des de la perspectiva ambiental com socioeconòmica, a través d'un procés que en permet millorar-ne el disseny.

Els projectes de restauració fluvial a Catalunya van proliferar durant la primera dècada del segle XXI, destacant-ne algunes iniciatives d'especial qualitat, per bé que la manca de finançament públic en va frenar l'expansió.

El seguiment és la gran assignatura pendent dels projectes, per bé que el desenvolupament d'una metodologia específica permet elaborar plans que avaluïn l'èxit dels projectes.

El tractament del canyar (*Arundo donax*) a través de l'herbicidat de la ribera amb un compost amb base glifosat pot provocar afectacions sobre la comunitat de macroinvertebrats del riu, observables principalment a nivell funcional.

6.2 CAPÍTOL 1: EL PROTOCOL APR: METODOLOGIA, APLICACIÓ I DESENVOLUPAMENT D'UN PROGRAMA D'ANÀLISI DE PROJECTES

- La coherència entre els apartats dels projectes i la valoració des de la perspectiva ambiental i socioeconòmica són aspectes determinants per a la qualitat dels projectes de restauració fluvial.
- Una diagnosi diversa i a major escala constitueix una base sòlida sobre la qual definir els objectius dels projectes, plantejar actuacions orientades a frenar els

processos degradatius, buscant la complementarietat amb el programa de seguiment per valorar-ne l'èxit.

- La sistematització i la traçabilitat són aspectes claus per a la robustesa d'una metodologia d'avaluació dels projectes de restauració.
- El protocol desenvolupat és una eina que contribueix a la pràctica de la restauració permetent la valoració a posteriori com el disseny de nous projectes.

6.3 CAPÍTOL 2: ANÀLISI DELS PROJECTES DE RESTAURACIÓ FLUVIAL A CATALUNYA (1999-2011)

- La restauració fluvial és una activitat que va consolidar-se a Catalunya entre el període 1999-2011. En el seu desenvolupament hi van jugar un paper important les subvencions públiques per aquesta finalitat que atorgava l'Agència Catalana de l'Aigua (convocatòries de 2006, 2007, 2008 i 2009), essent la seva desaparició un dels principals factors que ha limitat la continuïtat d'aquesta activitat.
- El disseny de projectes de restauració fluvial de qualitat és un fet independent del pressupost executiu amb el que compten.
- Les actuacions de gestió de la vegetació de ribera són predominants a Catalunya, sovint amb predomini d'actuacions estructurals i visibles a curt termini (plantacions d'estrat arbori). Destaquen també les mesures de control d'espècies vegetals exòtiques, com la canya americana (*Arundo donax*). També són freqüents l'estabilització de riberes amb tècniques de bioenginyeria.
- L'escala d'actuació en els projectes acostuma a ser molt localitzada, a nivell de tram, i encara hi ha recorregut per arribar al grau de desenvolupament d'altres

països en actuacions hidromorfològiques, així com en la incidència sobre fonts de contaminació difosa.

6.4 CAPÍTOL 3: EVALUATION OF SIDE-EFFECTS OF GLYPHOSATE MEDIATED CONTROL OF GIANT REED (*ARUNDO DONAX*) ON THE STRUCTURE AND FUNCTION OF A NEARBY MEDITERRANEAN RIVER ECOSYSTEM

- Durant la fase d'execució dels projectes de restauració algunes actuacions poden provocar efectes negatius sobre l'ecosistema fluvial.
- El tractament per fumigació del canyar (*Arundo donax*) situat a la ribera amb un herbicida de base glifosat contamina els cursos fluvials propers i pot assolir concentracions elevades a l'aigua dies després de la seva aplicació.
- Mitjançant el nostre mètode de pre-tractament és possible mesurar amb cromatografia de gasos i espectrometria de masses aplicada les concentracions de glifosat i del seu principal producte de descomposició (AMPA) en una matriu d'aigua de riu amb elevades concentracions d'ions salins.
- Els impactes generats per l'herbicida sobre la comunitat de macroinvertebrats s'observen sobretot a nivell funcional, produint-se alteracions metabòliques com l'estrès oxidatiu observades amb l'ús de biomarcadors, principalment sobre *Hydropsyche exocellata*, i d'altres efectes combinats de factors d'estrès sobre *Daphnia magna*.
- En tractar-se d'un espai fluvial degradat per d'altres factors (baix cabal, salinitat i abocaments d'aigües residuals) la comunitat de macroinvertebrats està formada per espècies tolerants, sense que s'hagin observat diferències de composició abans i després del tractament.

6.5 CAPÍTOL 4: SPR: UN PROTOCOL D' AVALUACIÓ DE L'ÈXIT DE LA RESTAURACIÓ EN RIUS MEDITERRANIS

- El seguiment és el bloc menys desenvolupat dels projectes analitzats a Catalunya, de manera que en general no s'efectua un monitoreig dels seus efectes a mig i llarg termini.
- En base a la diagnosi, cal seleccionar els paràmetres a considerar en el seguiment dels projectes de restauració fluvial per tal de poder-ne mesurar l'èxit des d'una perspectiva global.
- Quan l'èxit en el disseny dels projectes vagi acompanyat d'un èxit també en les actuacions, s'haurà de poder observar també una millora en l'estat ecològic de l'espai fluvial.

7 REFERÈNCIES

- ACA, 2006a. *BIORI: Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius*, Barcelona.
- ACA, 2008. *Criteris per a la redacció de projectes de gestió, conservació i recuperació d'espais fluvials*, Barcelona.
- ACA, 2006b. *HIDRI: Protocol d'avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius*, Barcelona.
- ACA, 2005. *IMPRESS: Caracterització de masses d'aigua i anàlisi del risc d'incompliment dels objectius de la Directiva marc de l'aigua (2000/60/CE) a Catalunya (Conques internes i intercomunitàries)*, Barcelona.
- ACA, 2016. *Programa de mesures del Pla de gestió del districte de conca fluvial de Catalunya 2016-2021*, Barcelona.
- ACA, 2007. *Resolució MAH/1710/2007, de 29 de maig de 2007 (DOGC 4902 de 16 de juliol de 2007)*, Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya.
- ACA, 2009. *Resolució MAH/2169/2009 (DOCG 5432 de 26 de juny)*, Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya.
- ACA, 2006c. *Resolució MAH/2515/2006 (DOGC 4686 de 14 de juliol de 2006)*, Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya.
- Adam, P., Malavoi, C. & Deblais, N., 2006. *Retour d'expérience d'opérations de restauration de cours d'eau et de leurs annexes, menées sur le bassin RMC, EAURMC*.
- Aebi, H., 1974. Catalase. In H. U. Bergmayer, ed. *Methods of Enzymatic Analysis*. London: Academic Press, pp. 671–684.
- Ailstock, M.S., Norman, C.M. & Bushmann, P.J., 2001. Common Reed Phragmites australis: Control and Effects Upon Biodiversity in Freshwater Nontidal Wetlands. *Restoration Ecology*, 9(1), pp.49–59.

- Allan, J.D., 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), pp.257–284.
- Angermeier, P.L. & Karr, J.R., 1994. Biological Integrity Versus Biological Diversity as Policy Directives: Protecting Biotic Resources. In *Ecosystem Management*. New York, NY: Springer New York, pp. 264–275.
- Arcott, D.B., Tockner, K. & Ward, J. V., 2003. Spatio-temporal patterns of benthic invertebrates along the continuum of a braided Alpine river. *Archiv für Hydrobiologie*, 158(4), pp.431–460.
- ASTM, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 19th ed., Washington DC: American Public Association/American Water Works Association/Water Environment Federation.
- Baker, S. & Eckerberg, K., 2016. Ecological restoration success: A policy analysis understanding. *Restoration Ecology*, 24(3), pp.284–290.
- Barata, C. et al., 2007. Combined use of biomarkers and in situ bioassays in *Daphnia magna* to monitor environmental hazards of pesticides in the field. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*, 26(2), pp.370–9.
- Barata, C. et al., 2005. Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the tricoptera larvae *Hydropsyche exocellata* from the Llobregat river basin (NE Spain). *Aquatic Toxicology*, 74(1), pp.3–19.
- Barata, C., Solayan, A. & Porte, C., 2004. Role of B-esterases in assessing toxicity of organophosphorus (chlorpyrifos, malathion) and carbamate (carbofuran) pesticides to *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 66(2), pp.125–139.
- Bark, R.H. et al., 2015. Operationalising the ecosystem services approach in water planning: a case study of indigenous cultural values from the Murray–Darling Basin, Australia. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11(3), pp.239–249.
- Bark, R.H., Robinson, C.J. & Flessa, K.W., 2016. Tracking cultural ecosystem services:

- Water chasing the Colorado River restoration pulse flow. *Ecological Economics*, 127, pp.165–172.
- Bash, J.S. & Ryan, C.M., 2002. Stream Restoration and Enhancement Projects: Is Anyone Monitoring? *Environmental Management*, 29(6), pp.877–885.
- Basińska, A.M. et al., 2014. Habitat type as strongest predictor of the body size distribution of *Chydorus sphaericus* (O. F. Müller) in small water bodies. *International Review of Hydrobiology*, 99(5), pp.382–392.
- Beechie, T. et al., 2008. Setting River Restoration Priorities: A Review of Approaches and a General Protocol for Identifying and Prioritizing Actions. *North American Journal of Fisheries Management*, 28(3), pp.891–905.
- Bernhardt, E.S. et al., 2005. Ecology. Synthesizing U.S. river restoration efforts. *Science (New York, N.Y.)*, 308(5722), pp.636–7.
- Bernhardt, E.S. et al., 2011. River restoration : the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. , 21(6), pp.1926–1931.
- Bernhardt, E.S. & Palmer, M.A., 2007. Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology*, 52(4), pp.738–751.
- Bonada, N., Dolédec, S. & Statzner, B., 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13(8), pp.1658–1671.
- Borggaard, O.K. & Gimsing, A.L., 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest management science*, 64(4), pp.441–56.
- Box, T.W., 1978. The significance and responsibility of rehabilitating drastically disturbed land. *Reclamation of drastically disturbed lands. American Society of Agronomy*, pp.1–10.
- Bradford, M.M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram

- quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72(1), pp.248–254.
- Bradshaw, A.D., 2002. Introduction and philosophy. In *Handbook of ecological restoration: vol. 1. Principles of restoration*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Bringolf, R.B. et al., 2007. Acute and chronic toxicity of glyphosate compounds to glochidia and juveniles of *Lampsilis siliquoidea* (Unionidae). *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*, 26(10), pp.2094–100.
- Broadhead, A.T. & Lerner, D.N., 2013. www.daylighting.org.uk: case study website supporting research into daylighting urban rivers. *Hydrological Processes*, 27(12), pp.1840–1842.
- Brookes, A. & Shields, F.D., 1996. *River channel restoration: guiding principles for sustainable projects*, J. Wiley.
- De Cáceres, M., 2005. *La classificació numèrica de la vegetació basada en la composició florística*. University of Barcelona.
- CADS, 2000. Conveni Europeu del Paisatge. p.76.
- Cairns, J.J., 1995. *Rehabilitating damaged ecosystems*, Lewis Publishers.
- Cañedo-Argüelles, M. et al., 2016. WATER. Saving freshwater from salts. *Science (New York, N.Y.)*, 351(6276), pp.914–6.
- Carlberg, I. & Mannervik, B., 1985. Glutathione reductase. *Methods in enzymology*, 113, pp.484–90.
- CE, 2004. *Alien species and nature conservation in the EU*,
- CE, 2000. *EC Directive 2000/60/EC*, OPOCE.
- CEC, 1991. *Council Directive 91/414/EEC Concerning the Placing of Plant Protection Products on the Market*,
- Choi, Y.D., 2004. Restoration ecology to the future: A call for a new paradigm.

- Restoration Ecology*, 15 (2), pp.351–353.
- CIREF, 2010. ¿ Qué Es Restauración Fluvial? *Notas Técnicas del CIREF*, (4).
- Connors, D.E. & Black, M.C., 2004. Evaluation of lethality and genotoxicity in the freshwater mussel *Utterbackia imbecillis* (Bivalvia: Unionidae) exposed singly and in combination to chemicals used in lawn care. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 46(3), pp.362–71.
- Conniff, R., 2014. Rebuilding the Natural World: A Shift in Ecological Restoration by Richard Conniff: Yale Environment 360. *Yale Environment 360*.
- Contardo-Jara, V., Klingelmann, E. & Wiegand, C., 2009. Bioaccumulation of glyphosate and its formulation Roundup Ultra in *Lumbriculus variegatus* and its effects on biotransformation and antioxidant enzymes. *Environmental Pollution*, 157(1), pp.57–63.
- Costa, M.J. et al., 2008. Oxidative stress biomarkers and heart function in bullfrog tadpoles exposed to Roundup Original. *Ecotoxicology (London, England)*, 17(3), pp.153–63.
- Costanza, R. et al., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, pp.152–158.
- Costanza, R. et al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), pp.253–260.
- Covich, A.P. et al., 2004. The Role of Biodiversity in the Functioning of Freshwater and Marine Benthic Ecosystems. *BioScience*, 54(8), p.767.
- Damásio, J. et al., 2008. Combined use of *Daphnia magna* in situ bioassays, biomarkers and biological indices to diagnose and identify environmental pressures on invertebrate communities in two Mediterranean urbanized and industrialized rivers (NE Spain). *Aquatic Toxicology*, 87(4), pp.310–320.
- Daruich, J., Zirulnik, F. & Gimenez, M.S., 2001. Effect of the herbicide glyphosate on enzymatic activity in pregnant rats and their fetuses. *Environmental research*,

85(3), pp.226–31.

Decler, K., 2008. *Ecological restoration in Flanders (Belgium)*, Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Derhé, M.A. et al., 2016. Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. *Journal of Applied Ecology*.

Diamantino, T.C. et al., 2001. Lactate dehydrogenase activity as an effect criterion in toxicity tests with *Daphnia magna* straus. *Chemosphere*, 45(4), pp.553–560.

Dixon, S.J. et al., 2016. The effects of river restoration on catchment scale flood risk and flood hydrology. *Earth Surface Processes and Landforms*, 1008(March), pp.997–1008.

Downs, P.W. & Kondolf, G.M., 2002. Post-project appraisals in adaptive management of river channel restoration. *Environmental management*, 29(4), pp.477–96.

Ecke, F. et al., 2016. The response of hydrophyte growth forms and plant strategies to river restoration. *Hydrobiologia*, 769(1), pp.41–54.

Eden, S.E. & Tunstall, S., 2006. Ecological versus social restoration? How urban river restoration challenges but also fails to challenge the science-policy nexus in the United Kingdom. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 24(5), pp.661–680.

Elvira, B. & Almodovar, A., 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology*, 59(sa), pp.323–331.

Erwin, S.O., Schmidt, J.C. & Allred, T.M., 2016. Post-project geomorphic assessment of a large process-based river restoration project. *Geomorphology*, 270, pp.145–158.

Faria, M. et al., 2009. Multi-biomarker responses in the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* exposed to polychlorobiphenyls and metals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 149(3),

pp.281–288.

Feld, C.K. et al., 2011. *From Natural to Degraded Rivers and Back Again. A Test of Restoration Ecology Theory and Practice*,

Forman, R.T.T. & Godron, M., 1986. *Landscape ecology*, Wiley.

Giesy, J.P., Dobson, S. & Solomon, K.R., 2000. Ecotoxicological Risk Assessment for Roundup® Herbicide. In Springer New York, pp. 35–120.

Giller, P.S., 2005. River restoration: Seeking ecological standards. Editor's introduction. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), pp.201–207.

Gold, W. et al., 2006. Community collaborations. Collaborative ecological restoration. *Science (New York, N.Y.)*, 312(5782), pp.1880–1881.

González Del Tánago, M., García De Jalón, D. & Román, M., 2012. River restoration in Spain: Theoretical and practical approach in the context of the European Water Framework Directive. *Environmental Management*, 50(1), pp.123–139.

Haase, P. et al., 2013. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia*, 704(1), pp.475–488.

Habersack, H., Piegay, H. & Rinaldi, M., 2007. Gravel-Bed Rivers VI – From process understanding to river restoration, In: *Developments in Earth Surface Processes*.

Habig, W.H., Pabst, M.J. & Jakoby, W.B., 1974. Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *The Journal of biological chemistry*, 249(22), pp.7130–9.

Hallett, L.M. et al., 2013. Do we practice what we preach? Goal setting for ecological restoration. *Restoration Ecology*, 21(3), pp.312–319.

Halliwell, B. & Gutteridge, J.M.C., 1989. *Free radicals in biology and medicine*, Clarendon Press.

Harding, J.S. et al., 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. *Proceedings*

- of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 95(25), pp.14843–7.
- Heldt, S. et al., 2016. Social pitfalls for river restoration: How public participation uncovers problems with public acceptance. , 75(13).
- Henry, C.P., Amoros, C. & Roset, N., 2002. Restoration ecology of riverine wetlands: A 5-year post-operation survey on the Rhone River, France. In *Ecological Engineering*. pp. 543–554.
- Hering, D. et al., 2015. Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: A field study of 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology*, 52(6), pp.1518–1527.
- Hering, D. et al., 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of The Total Environment*, 408(19), pp.4007–4019.
- Hobbs, R.J., 2004. Restoration ecology; the challenge of social values and expectations. *Frontiers in Ecology & Environment*, 2, pp.43–44.
- Hostmann, M., 2005. *Decision support for river rehabilitation*, Zurich: Swiss Federal Institute of Technology.
- Jähnig, S.C. et al., 2011. River restoration success: a question of perception. *Ecological Applications*, 21(6), pp.2007–2015.
- Jáimez-Cuéllar, P. et al., 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). , 21, pp.3–4.
- Jansson, R. et al., 2005. Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: A comment on Palmer et al. (2005). *Journal of Applied Ecology*, 42(2), pp.218–222.
- Jansson, R., Nilsson, C. & Malmqvist, B., 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: The roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology*, 52(4), pp.589–596.
- Jenkinson, R.G. et al., 2006. *Stream Restoration Databases and Case Studies: A Guide*

- to Information Resources and Their Utility in Advancing the Science and Practice of Restoration. *Restoration Ecology*, 14(2), pp.177–186.
- Jungwirth, M., Muhar, S. & Schmutz, S., 2002. Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47, pp.867–887.
- Kail, J. et al., 2015. The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 58, pp.311–321.
- Ketterer, B., Coles, B. & Meyer, D.J., 1983. The role of glutathione in detoxication. *Environmental health perspectives*, 49, pp.59–69.
- Koehn, J.D. et al., 2001. River Restoration Framework. *Land & Water Australia Occasional Paper*, 01/01, p.130.
- Kolpin, D.W. et al., 2006. Urban contributions of glyphosate and its degradate AMPA to streams in the United States. *Science of The Total Environment*, 354(2), pp.191–197.
- Kondolf, G.M., 1998. Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8(October 1996), pp.39–52.
- Kondolf, G.M. et al., 2006. Process-based ecological river restoration: Visualizing three-dimensional connectivity and dynamic vectors to recover lost linkages. *Ecology and Society*, 11(2).
- Kondolf, G.M. et al., 2003. *Tools in Fluvial Geomorphology*, West Sussex: John Wiley & Sons, Ltd.
- Kondolf, G.M. & Micheli, E.R., 1995. Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management*, 19(1), pp.1–15.
- Kondolf, M., 1998. Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8(1), pp.39–52.
- Kondolf, M. & Piégay, H., 2003. *Tools in Fluvial Geomorphology*, John Wiley & Sons, Ltd.

-
- Konrad, C.P., Brasher, A.M.D. & May, J.T., 2008. Assessing streamflow characteristics as limiting factors on benthic invertebrate assemblages in streams across the western United States. *Freshwater Biology*, 53(10), pp.1983–1998.
- Kristensen, E.A. et al., 2014. 10 years after the largest river restoration project in Northern Europe: Hydromorphological changes on multiple scales in River Skjern. *Ecological Engineering*, 66, pp.141–149.
- Kristensen, S., Noble, B.F. & Patrick, R.J., 2013. Capacity for watershed cumulative effects assessment and management: Lessons from the lower fraser river basin, Canada. *Environmental Management*, 52(2), pp.360–373.
- Kurth, A.M. & Schirmer, M., 2014. Thirty years of river restoration in Switzerland: Implemented measures and lessons learned. *Environmental Earth Sciences*, 72(6), pp.2065–2079.
- de Lafontaine, Y. et al., 2000. Biomarkers in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) for the assessment and monitoring of water quality of the St Lawrence River (Canada). *Aquatic Toxicology*, 50(1), pp.51–71.
- Lake, P.S., Bond, N. & Reich, P., 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52(4), pp.597–615.
- Landry, D. et al., 2005. Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne-Romanée, 21-France). *Environmental Pollution*, 138(2), pp.191–200.
- Langhans, S.D. et al., 2016. Coupling systematic planning and expert judgement enhances the efficiency of river restoration. *Science of the Total Environment*, 560–561, pp.266–273.
- Langiano, V. do C. & Martinez, C.B.R., 2008. Toxicity and effects of a glyphosate-based herbicide on the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 147(2), pp.222–231.
- Lawrence, R.A. & Burk, R.F., 1976. Glutathione peroxidase activity in selenium-deficient

- rat liver. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 71(4), pp.952–958.
- Lee, R.F. & Steinert, S., 2003. Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine and freshwater) animals. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 544(1), pp.43–64.
- Lorenz, A.W. & Feld, C.K., 2013. Upstream river morphology and riparian land use overrule local restoration effects on ecological status assessment. *Hydrobiologia*, 704(1), pp.489–501.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*, Princeton: Princeton University Press.
- Martín Vide, J.P., 2002. *Ingeniería de ríos*, Barcelona: Edicions de la Universitat Politècnica de Catalunya, S. L.
- Mastropaolo, W. & Yourno, J., 1981. An ultraviolet spectrophotometric assay for α -naphthyl acetate and α -naphthyl butyrate esterases. *Analytical Biochemistry*, 115(1), pp.188–193.
- McCord, J.M. & Fridovich, I., 1969. Superoxide dismutase. An enzymic function for erythrocyte hemocuprein (hemocuprein). *The Journal of biological chemistry*, 244(22), pp.6049–55.
- McWilliam, R.A. & Baird, D.J., 2002. Application of postexposure feeding depression bioassays with *Daphnia magna* for assessment of toxic effluents in rivers. *Environmental toxicology and chemistry / SETAC*, 21(7), pp.1462–8.
- Mooney, H.A. & Hobbs, R.J. (Richard J., 2000. *Invasive species in a changing world*, Island Press.
- Morandi, B. et al., 2014. How is success or failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *Journal of Environmental Management*, 137, pp.178–188.
- Morante Moret, M., 2015. *Interaccions planta-herbívor en dues espècies exòtiques de*

- Senecio (S. pterophorus i S. inaequidens): estudi biogeogràfic i de comunitat.* Universitat Autònoma de Barcelona.
- Moreira, S.M. et al., 2006. Effects of estuarine sediment contamination on feeding and on key physiological functions of the polychaete *Hediste diversicolor*: Laboratory and in situ assays. *Aquatic Toxicology*, 78(2), pp.186–201.
- Moss, B., 2008. The Water Framework Directive: Total environment or political compromise? *Science of The Total Environment*, 400(1), pp.32–41.
- Mozdzer, T.J. et al., 2008. Efficacy of Imazapyr and Glyphosate in the Control of Non-Native *Phragmites australis*. *Restoration Ecology*, 16(2), pp.221–224.
- Muhar, S. et al., 2016. Evaluating good-practice cases for river restoration across Europe: context, methodological framework, selected results and recommendations. *Hydrobiologia*, 769(1), pp.3–19.
- Munné, A. et al., 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), pp.147–163.
- Munné, A. & Prat, N., 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628(1), pp.203–225.
- Muns, M. & Roset, D., 2004. *Atles ambiental i patrimonial del riu Ter* F. A. i el C. Alba-Ter, ed.,
- Murcia, C. et al., 2015. Challenges and Prospects for Scaling-up Ecological Restoration to Meet International Commitments: Colombia as a Case Study. *Conservation Letters*, 9(June), pp.213–220.
- Neale, M.W. & Moffett, E.R., 2016. Re-engineering buried urban streams: Daylighting results in rapid changes in stream invertebrate communities. *Ecological Engineering*, 87, pp.175–184.
- Pahl-Wostl, C., 2006. The importance of social learning in restoring the

- multifunctionality of rivers and floodplains. *Ecology and Society*, 11(1).
- Palmer, M. et al., 2007. River Restoration in the Twenty-First Century: Data and Experiential Knowledge to Inform Future Efforts. *Restoration Ecology*, 15(3), pp.472–481.
- Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., et al., 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), pp.208–217.
- Palmer, M.A., Allan, J.D., et al., 2005. Synthesizing U.S. River Restoration. *Policy Forum*, 308(April), pp.636–637.
- Palmer, M.A. & Allan, J.D., 2006. Policy recommendations to enhance effectiveness of river restoration. *Issues in Science and Technology*, 22, pp.40–48.
- Palmer, M.A., Menninger, H.L. & Bernhardt, E., 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: A failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55(SUPPL. 1), pp.205–222.
- Papchenkova, G.A., 2007. Study of Chronic Toxicity of the Herbicide Roundup in a Series of Generations of *Daphnia magna*. *Toksikol. Vestn*, 5, pp.14–17.
- Papchenkova, G.A., Golovanova, I.L. & Ushakova, N. V., 2009. The Parameters of Reproduction, Sizes, and Activities of Hydrolases in *Daphnia magna* Straus of Successive Generations Affected by Roundup Herbicide. *Original Russian Text* ©, 2(3), pp.286–291.
- Peña-Llopis, S., Ferrando, M.D. & Peña, J.B., 2003. Fish tolerance to organophosphate-induced oxidative stress is dependent on the glutathione metabolism and enhanced by N-acetylcysteine. *Aquatic Toxicology*, 65(4), pp.337–360.
- Peña-Llopis, S., Ferrando, M.D. & Peña, J.B., 2002. Impaired glutathione redox status is associated with decreased survival in two organophosphate-poisoned marine bivalves. *Chemosphere*, 47(5), pp.485–497.
- Petersen, T., Klauer, B. & Manstetten, R., 2009. The environment as a challenge for governmental responsibility — The case of the European Water Framework

- Directive. *Ecological Economics*, 68(7), pp.2058–2065.
- Poff, N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(2), pp.391–409.
- Postel, S.L. & Richter, B., 2003. *Rivers for live: managing water for people and nature*, Washington, D.C.: Island Press.
- Prat, N. et al., 2002. *Ecological quality of Llobregat, Besòs, Foix and Tordera rivers. Survey 10*, Barcelona.
- Prat, N. et al., 1984. Llobregat. In B. A. Whitton, ed. *Ecology of European Rivers*. Blackwell Publishing Inc, pp. 527–552.
- Prat, N. & Munné, A., 2000a. *Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream*,
- Prat, N. & Munné, A., 2000b. *Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream*,
- Prat, N., Puértolas, L. & Rieradevall, M., 2008. *Els espais fluvials: Manual de diagnosi ambiental* D. de Barcelona, ed., Barcelona.
- Prat, N. & Ward, J.V., 1994. The tamed river. In *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Elsevier Science, pp. 219–236.
- Prat i Fornells, N. & Rieradevall i Sant, M., 2006. 25-years of biomonitoring in two mediterranean streams (Llobregat and Besos basins, NE Spain).
- Puértolas, L. et al., 2010. Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (*Arundo donax*) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem. *Environmental Research*, 110(6), pp.556–564.
- Puértolas, L., 2007. *La restauració fluvial a Catalunya. Estudi comparatiu i proposta d'un protocol de valoració de projectes*, Barcelona.
- Puértolas, L. & Prat, N., 2012. L'aplicació del protocol APR a l'avaluació de projectes

- de restauració fluvial a Catalunya. In M. Ordeix, ed. *Restauració fluvial i gestió ecològica. Manual de bones pràctiques de gestió de rius i riberes*. pp. 80–89.
- Reeves, G.H. et al., 1995. A disturbance-based ecosystem approach to maintaining and restoring freshwater habitats of evolutionarily significant units of anadromous salmonids in the Pacific Northwest.
- Regoli, F. & Principato, G., 1995. Glutathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussel, *Mytilus galloprovincialis*, exposed to metals under field and laboratory conditions: implications for the use of biochemical biomarkers. *Aquatic Toxicology*, 31(2), pp.143–164.
- Reichert, P. et al., 2007. Concepts of decision support for river rehabilitation. *Environmental Modelling and Software*, 22(2), pp.188–201.
- Resh, V. et al., 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7, pp.433–455.
- Robinson, C.J. et al., 2014. Sustaining local values through river basin governance: community-based initiatives in Australia's Murray–Darling basin. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58(12), pp.2212–2227.
- Roni, P. et al., 2013. Monitoring and evaluation of restoration actions. In T. Roni, P., Beechie, ed. *Stream and Watershed Restoration: A Guide to Restoring Riverine Processes and Habitats*. Chichester: JohnWiley & Sons.
- Roni, P., 2005. *Monitoring Stream and Watershed Restoration*, Bethesda, MARYland: American Fisheries Society.
- Rutherford, I.D., Jerie, K. & Marsh, N., 2000a. A rehabilitation manual for Australian Streams VOLUME 1. *Water Resources Research*, 1.
- Rutherford, I.D., Jerie, K. & Marsh, N., 2000b. A Rehabilitation Manual for Australian Streams VOLUME 2. *Land and Water Resources Research*, 2, p.400.
- Ryder, D. et al., 2008. Vision generation: what do we seek to achieve in river rehabilitation? In G. J. Brier & K. A. Fryirs, eds. *River Futures. An Integrative*

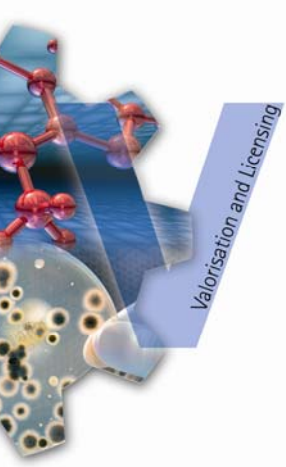
- Scientific Approach to River Repair*. Washington, D. C.: Island Press, pp. 16–27.
- Sacande, M. & Berrahmouni, N., 2016. Community participation and ecological criteria for selecting species and restoring natural capital with native species in the Sahel. *Restoration Ecology*, 24(4), pp.479–488.
- Sarriquet, P.E., Bordenave, P. & Marmonier, P., 2007. Effects of bottom sediment restoration on interstitial habitat characteristics and benthic macroinvertebrate assemblages in a headwater stream. *River Research and Applications*, 23(8), pp.815–828.
- SERI, 2002. The SER primer on ecological restoration.
- Simon, A. et al., 2007. Critical Evaluation of How the Rosgen Classification and Associated “Natural Channel Design”; Methods Fail to Integrate and Quantify Fluvial Processes and Channel Response. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(5), pp.1117–1131.
- Simpson, E.H., 1949. Measurement of Diversity. *Nature*, 163(4148), pp.688–688.
- Slater, L., 2007. *Caracterisation des rivières en tresses françaises*. University of Lyon.
- Spencer, D.F. et al., 2008. Evaluation of Glyphosate for Managing Giant Reed (*Arundo donax*). *Invasive Plant Science and Management*, 1(3), pp.248–254.
- Stalikas, C.D., Pilidis, G.A. & Karayannis, M.I., 2000. An integrated gas chromatographic method towards the simultaneous determination of phosphoric and amino acid group containing pesticides. *Chromatographia*, 51(11–12), pp.741–746.
- Steffen, K. et al., 2013. Diversity loss in the macrophyte vegetation of northwest German streams and rivers between the 1950s and 2010. *Hydrobiologia*, 713(1), pp.1–17.
- Strayer, D.L., 2007. Submersed vegetation as habitat for invertebrates in the Hudson River estuary. *Estuaries and Coasts*, 30(2), pp.253–264.
- Tjelmeland, A.D., Fulbright, T.E. & Lloyd-Reilley, J., 2008. Evaluation of Herbicides for Restoring Native Grasses in Buffelgrass-Dominated Grasslands. *Restoration*

- Ecology*, 16(2), pp.263–269.
- Tsui, M.T.K. & Chu, L.M., 2003. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. *Chemosphere*, 52(7), pp.1189–1197.
- Tsui, M.T.K. & Chu, L.M., 2004. Comparative toxicity of glyphosate-based herbicides: aqueous and sediment porewater exposures. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 46(3), pp.316–23.
- Turner, R.K. et al., 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*, 35(1), pp.7–23.
- Verdonschot, P.F.M. et al., 2013. A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters. *Hydrobiologia*, 704(1), pp.453–474.
- Verdonschot, R.C.M. et al., 2016. The role of benthic microhabitats in determining the effects of hydromorphological river restoration on macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 769(1), pp.55–66.
- Vermaat, J.E. et al., 2016. Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach. *Hydrobiologia*, 769(1), pp.121–135.
- Vilà, M. et al., 2001. Survey of the naturalized plants and vertebrates in peninsular Spain. *Ecologia Mediterranea*, 23, pp.55–67.
- Volk, M. et al., 2010. How can we make progress with decision support systems in landscape and river basin management? lessons learned from a comparative analysis of four different decision support systems. *Environmental Management*, 46(6), pp.834–849.
- Wahl, C.M., Neils, A. & Hooper, D., 2013. Impacts of land use at the catchment scale constrain the habitat benefits of stream riparian buffers. *Freshwater Biology*, 58(11), p.n/a-n/a.
- Wali, M.K., 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil*, 213(1/2), pp.195–220.

-
- Walker, B. et al., 2002. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology*, 6(1).
- Wilcock, P., 1997. Friction between science and practice: the case of river restoration. *EOS (Transactions of the American Geophysical Union)*, 78 (41).
- Wilcock, P.R., 1997. Friction between science and practice: the case of river restoration. *Transactions of the American Geophysical Union*, 78(41), p.454.
- Van Wilgen, B.W., Nel, J.L. & Rouget, M., 2007. Invasive alien plants and South African rivers: A proposed approach to the prioritization of control operations. *Freshwater Biology*, 52(4), pp.711–723.
- Wohl, E. et al., 2005. River restoration. *Water Resources Research*, 41.
- Wohl, E., Lane, S.N. & Wilcox, A.C., 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51(8), pp.5974–5997.
- Woolsey, S. et al., 2007. A strategy to assess river restoration success. , pp.752–769.
- Woolsey, S., Weber, C. & Gonser, T., 2005. *Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes*, Switzerland.
- Yoshimura, C. et al., 2005. Present state of rivers and streams in Japan. *River Research and Applications*, 21(2–3), pp.93–112.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical analysis*, Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall.

8 ANNEX

8.1 ANNEX 1: EL PROTOCOL APR



Protocol for evaluating river restoration projects (APR)

Executive summary

The protocol for evaluating river restoration projects (APR) is designed to evaluate project's contents. In addition, as it is a step by step procedure, it can be used to improve the design of projects

Introduction

River restoration is an increasing practice in terms of number of projects and investment and it will be a challenge in next decades while the Water Framework Directive is being implemented (2000/60/EC). Therefore, it is essential the assumption of some principles as minimum requirements in order to achieve success. We have developed a methodology focused on the evaluation of those projects in terms of design.

Description

The APR has been structured into six sections. The first of these is a compilation of information about the project, while the remaining five constitute the bulk of the evaluation. Thus, Diagnosis, Objectives, Measures, Monitoring program and Budget are evaluated, from the environmental and socio-economic point of view. In each part different aspects are considered and scored with points. Using this rationale up to 500 points may be obtained for each project in both aspects, environmental and socio-economic, and therefore the maximum score is 1000 points. From the outset the protocol has been designed to enable the analysis to be carried out using a software application.

Advantages

- This software handles the protocol content in a user-friendly way, guiding the user through each of the data sheets it contains.
- The application comprises an interface that enables the user to manage data input, view the accumulated score as the protocol is applied and consult the final results, also as a final report, for each of the projects introduced.
- It is possible to export the data into an Excel or pdf file.
- It is available in English, Catalan and Spanish.

Goal

This invention is available for non-exclusive licensing.

Intellectual Property

This project is protected by intellectual property registration

Reference

AVCRI057

Contact

Dr. Isabel Durán
Email: iduran@fbg.ub.es
Tel: +34 934 037 281

8.2 ANNEX 2: EVALUATION OF SIDE-EFFECTS OF GLYPHOSATE MEDIATED CONTROL OF GIANT REED (*ARUNDO DONAX*) ON THE STRUCTURE AND FUNCTION OF A NEARBY MEDITERRANEAN RIVER ECOSYSTEM



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Environmental Research

journal homepage: www.elsevier.com/locate/envres

Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (*Arundo donax*) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem

Laura Puértolas^{a,*}, Joana Damásio^{b,c,1}, Carlos Barata^b, Amadeu M.V.M. Soares^c, Narcís Prat^a

^a Ecology Department, University of Barcelona, Av. Diagonal, 645, 08028 Barcelona, Spain

^b Department of Environmental Chemistry, IDAEA-CSIC, Jordi Girona 18, 08034 Barcelona, Spain

^c CESAM & Departamento de Biología, Universidade de Aveiro, 3810-193 Aveiro, Portugal

ARTICLE INFO

Article history:

Received 29 January 2010

Received in revised form

5 May 2010

Accepted 10 May 2010

Available online 11 June 2010

Keywords:

Glyphosate

Aminomethylphosphonic acid (AMPA)

Herbicide

Macroinvertebrates

Biomarkers

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the effect of the application of the herbicide Herbolex (Aragonesas Agro, S.A., Madrid, Spain) to control giant reed (*Arundo donax*), which has glyphosate as active ingredient, on the structure and function of a nearby river ecosystem. Specifically, we assessed glyphosate environmental fate in the surrounding water and its effects on transplanted *Daphnia magna*, field collected caddisfly (*Hydropsyche exocellata*) and on benthic macroinvertebrate structure assemblages. Investigations were conducted in the industrialized and urbanized Mediterranean river Llobregat (NE Spain) before and after a terrestrial spray of glyphosate. Four locations were selected to include an upstream site and three affected ones. Measured glyphosate levels in river water following herbicide application were quite high (20–60 µg/l) with peak values of 137 µg/l after three days. After 12 days of its application, leaching of glyphosate from sprayed riverbanks was quite high in pore water (20–85 µg/l) but not in the river. Closely linked with the measured poor habitat and water physico-chemical conditions, macroinvertebrate communities were dominated by taxa tolerant to pollution and herbicide application did not affect the abundance or number of taxa in any location. Nevertheless, significant specific toxic effects on transplanted *D. magna* and field collected *H. exocellata* were observed. Effects included *D. magna* feeding inhibition and oxidative stress related responses such as increased antioxidant enzyme activities related with the metabolism of glutathione and increased levels of lipid peroxidation. These results emphasize the importance of combined chemical, ecological and specific biological responses to identify ecological effects of pesticides in the field.

© 2010 Elsevier Inc. All rights reserved.

1. Introduction

The degradation of riparian vegetation constitutes one of the major causes affecting the biological quality of surface waters within industrialized countries (Prat and Munné, 2000; Damásio et al., 2008) and one of the main causes of river degradation is the presence of invasive alien species, which poses a significant threat to the ecological integrity of river ecosystems. Alien species are often cited as the second most pressing threat (after direct habitat destruction) to global biodiversity (Mooney and Hobbs, 2000; Van Wilgen et al., 2007). Giant reed (*Arundo donax*) is an invasive plant for riparian habitats (Spencer et al., 2008) and can be considered a primer riparian management problem. As river restoration has become a priority for water authorities and river managers in

many countries (Bernhardt et al., 2005; Palmer et al., 2005; Yoshimura et al., 2005; Woolsey et al., 2007), several methods for controlling this plant have been attempted and among them is chemical control with non-specific herbicides. Glyphosate is a broad-spectrum systemic herbicide that has been used to control a wide range of weeds; during the past four decades it has also been applied to control exotic or invasive species. Many commercial herbicides have been formulated using glyphosate (isopropyl amine salt) as active ingredient (Mozdzer et al., 2008; Tjelmeland et al., 2008; Papchenkova et al., 2009). However, the published data on glyphosate toxicity is predominantly related to acute toxicity (Tsui and Chu, 2003, 2004). Even though there are also some studies on the chronic influence of glyphosate at low sub-lethal concentrations in *Daphnia* (Papchenkova, 2007) or its effects on maternal exposure in rats (Daurich et al., 2001), their environmental hazards to invertebrate river species have not been assessed in depth (Alistock et al., 2001). The most important processes of dissipation that may be involved after application of glyphosate are complexation in water with ions, sorption to

* Corresponding author. Fax: +34 934111438.

E-mail address: puertolas@ub.edu (L. Puértolas).

¹ Contributed equally to the study.

sediment, suspended particles in water and soil, photodegradation in water, uptake by plants and biodegradation (Daurich et al., 2001). Glyphosate is intended to be used in many Mediterranean rivers to eliminate foreign riparian vegetation and hence to reestablish autochthonous riparian vegetation. Recently the combined use of macroinvertebrate biotic indices and a large set of biomarker responses of field collected or transplanted invertebrate species allowed discriminating ecological effects of pollutants from those caused by organic pollution, flow modification or habitat degradation (Barata et al., 2005, 2007; Damásio et al., 2008). The aim of this study was to evaluate the effect of the application of the herbicide Herbolex (Aragonesas Agro, S.A., Madrid, Spain) to control giant reed (*A. donax*), which has glyphosate as active ingredient, on the structure and function of a nearby river ecosystem. Accordingly, our specific objectives included the assessment of glyphosate environmental fate

in the surrounding water and the study of its effects on transplanted *Daphnia magna*, on field collected caddisfly (*Hydropsyche exocellata*) and on benthic macroinvertebrate structure and function.

2. Material and methods

2.1. Study site and sampling dates

The study was conducted in the Llobregat river basin (Catalonia, NE Spain), which supply water to the city of Barcelona and is a good example of an intensively used Mediterranean stream system, being impacted by urban, agricultural and industrial activities (Prat and Ward, 1994; Prat and Rieradevall, 2006; Damásio et al., 2008). On behalf of river restoration project to control the giant reed, glyphosate was applied in the riparian vegetation across a restricted area in the mid section of the Llobregat river basin (Fig. 1). In order to evaluate the side-effects of this application, three locations were selected: L1 and L2 situated in the river Llobregat, up and downstream of a small sewage outflow, respectively, while a third location was placed in the Gavarresa stream (G), prior to its confluence with the Llobregat main channel. Llobregat is a middle mountain Mediterranean river type with a relatively high discharge while Gavarresa river type is lowland Mediterranean with more variable and lower discharge. The ecology of the Llobregat river has been extensively studied (e.g. Prat et al., 1984; Prat and Ward, 1994; Prat et al., 2002; Prat and Rieradevall, 2006; Damásio et al., 2008) and since 1994 a surveillance monitoring program is being carried out in this river supported by regional government and the Catalan water agency (<http://ecostrimed.net/>; <http://mediambient.gencat.net/aca/>).

According to previous studies the selected three sites are characterized by showing a moderate ecological quality due to degraded riparian vegetation and poor water quality, specially due to salt discharge from an upstream mine (Prat and Ward, 1994; Damásio et al., 2008). Terrestrial application of herbicide (2.1 kg glyphosate/Ha) was conducted in an area of 0.5 Ha of riparian forest by the enterprise on June 8th, 2007, at these locations. Three months before spraying of leafs, stems were cut and reeds sprouted up to 1 m high.

According to the remediation procedure scheme depicted above (Fig. 2), our monitoring program included six samplings: time 1, five months before pesticide application on 13th January 2007; time 2, two months before, on 24th April 2007; time 3, just on herbicide application, on 8th June 2007; and two, three and twelve days after (time 4, 5 and 6). Both glyphosate and its major metabolite (AMPA) were determined from river water samples collected from the studied sites at times 3, 4, 5 and 6. In addition, contaminant levels in the pore water of the sprayed riverbanks were also measured using four piezometers deployed across the studied riverbank site (Fig. 1). PVC piezometers were 1 m long, completely porous and water extraction was made by manual suction. The structure of the benthic macroinvertebrate assemblages was assessed at times 1, 2, 3, 5 and 6. Transplants with *Daphnia magna* were deployed at times 3 and 6, whereas *Hydropsyche exocellata* samples were collected at times 3 and 5. The previous sampling schedule, summarized in Fig. 2, was selected to increase recent historical data of the studied communities before treatment (time 1–2), and to include the periods of exposure to (time 3–5) and post-exposure (time 6) to the herbicide. Due to experimental constrains it was not possible to deploy *D. magna* organism just prior to herbicide application; thus transplants conducted at time 6 can be considered as no exposure to the herbicide.

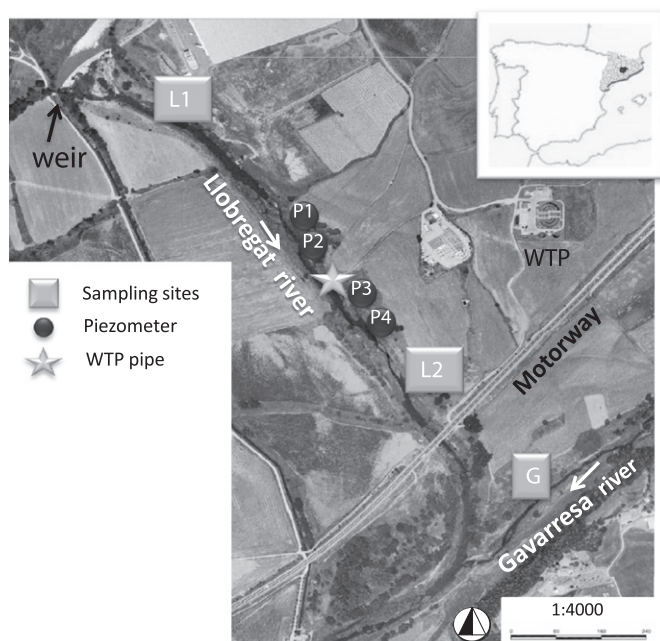


Fig. 1. Study site in the Llobregat and Gavarresa junction in Catalonia (NE, Spain). Boxes are sampling sites: L1, L2 and G. Piezometer stations in spots from P1 to P4, two located upstream of the water treatment plant (WTP) pipe and two downstream.

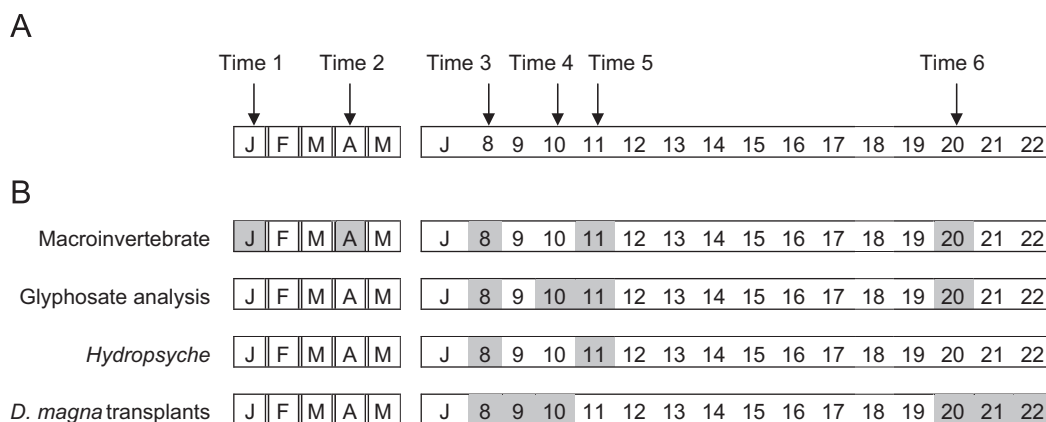


Fig. 2. Sampling scheme diagram. Months of sampling periods, time 1–6, and the exact days of sampling in June are depicted (A). Gray boxes indicate the sampling periods used for macroinvertebrates, glyphosate analyses, *Hydropsyche* samples and *Daphnia magna* transplants (B). J, F, M, A, and J are January, February, March, April, May and June, respectively.

2.2. Environmental measurements

A set of environmental variables was measured on each sampling or deployment period. Discharge was determined using a Mini Air flow meter (Technika-Schiltknecht) and making a cross river section (transect) and measuring water flow at different depths across it. Water physico-chemical parameters, such as temperature, pH, conductivity and dissolved oxygen, were measured in situ by using a WTW Multi 340i handheld meter, whereas total suspended solids, TOC, DOC, anions, cations, NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 , SO_4 and Cl were measured in the lab following ASTM Standard Methods (ASTM 1995). An additional 500 ml of water was stored in clean amber bottles at 4 °C until analysis.

2.3. Herbicide determination

Herbolex is a mixture containing a concentration of glyphosate isopropyl amine salts of 486 and 200 g/l of surfactant compounds. Their polar nature and water solubility make extraction difficult. Chemical analyses were restricted to glyphosate and its major metabolite aminomethylphosphonic acid (AMPA). Our approach adapted a standardized method (Stalikas et al., 2000) to the specific characteristics of our two environmental water matrices (Llobregat and Gavarresa) that showed a relatively high conductivity due to the presence of salt. Half a liter of water was concentrated to 1 ml using a rotor evaporator. To remove precipitated salts water extracts were treated with ethyl acetate at 50 °C and hot filtered with a hydrophobic filter. Once ethyl acetate was evaporated, samples were derivatized using trifluoroacetic anhydride and trifluoroethanol at 95 °C during 30 min. After the reaction, excess of reactives were evaporated and 400 μl of ethyl acetate was added prior to its analysis with a gas chromatograph coupled to a mass spectrometer from Shimadzu (Japan) model GCMS-QP2010. The mass spectrometer was operated in the negative chemical ionization mode. Compound separation was achieved using a capillary column VF-5 MS of 30 m \times 0.25 mm i.d. with 0.25 μm film thickness from Varian Inc. (CA, USA). Acquisition was achieved in time scheduled Selected Ion Monitoring (SIM) mode to increase sensitivity and selectivity. Ions SIM were 245, 351 and 370 UMA. Identification and internal standard ion quantification were carried out automatically by the GCMS solutions software in version 2.5. Quality assurance included three concurrent replicate samples at each sampling day and location, the use of blanks (only ethyl acetate) and standard reference materials (SRM's). Both blanks and SRM's were prepared and analyzed within each batch of samples, both with pure water and river water matrices. SMR's included glyphosate at 98.0% and aminomethylphosphonic acid 99.0% from Dr. Ehrenstorfer GmbH, at 0.1, 1, 10 and 100 $\mu\text{g/l}$.

2.4. Biological conditions

Biological responses focused on functional traits (in situ post-exposure feeding *D. magna*, *sensu* Mc William and Baird, 2002), specific responses (biomarkers) and community level effects (changes in benthic macroinvertebrate assemblages). Benthic macroinvertebrates, riparian vegetation and habitat quality at the studied sites were studied in order to establish the ecological status of the sites using the Guadalmed protocol (Jáimez-Cuéllar et al., 2002) and to assess the extent to which benthic macroinvertebrate assemblages were affected by herbicide treatment. Benthic macroinvertebrates were obtained quantitatively by sampling all available habitats with a kick net of 250 μm during 8 min, specimens were then preserved in formalin (5%), identified to the family level and used to determine the biological quality of water (Prat and Munné, 2000; Prat et al., 2002).

2.5. Biomarker analysis

Biomarkers were determined in transplanted *D. magna* and in field collected *H. exocellata*. The former bioassay has been already used in this river system to characterize toxicological effects in situ (Damásio et al., 2008). *H. exocellata* is a tolerant species widely distributed within Llobregat and other disturbed Mediterranean rivers, whose biomarker responses have been previously characterized and applied in the same river system (Barata et al., 2005).

H. exocellata biomarkers were determined at times 3 and 5 on larvae collected at the studied sites, frozen with liquid N_2 and preserved at -80 °C. *D. magna* deployments were conducted only at site L1 and G and were initiated at times 3 and 6 and lasted two days.

Provided that the mechanism of toxicity of glyphosate is largely unknown in most aquatic invertebrate species (Lee and Steinert, 2003; Connors and Black, 2004; Contardo-Jara et al., 2009), up to 12 different markers were used to include the major detoxification and toxicological pathways of contaminants. These included: phase II glutathione S-transferase activity (GST) that catalyzes the conjugation of glutathione (GSH) with various electrophilic substances, and plays a role in preventing oxidative damage by conjugating breakdown products of lipid peroxides to GSH (Ketterer et al., 1983); glutathione (GSH) levels, glutathione reductase (GR), which aids in maintenance of GSH levels recycling oxidized glutathione (Regoli and Principato, 1995; Canesi et al., 1999); antioxidant enzymes

involved in detoxifying reactive oxygen species such as superoxide dismutase (SOD EC 1.15.1.1 converts O_2^- to H_2O_2), catalase (CAT EC 1.11.1.6—reduces H_2O_2 to water), glutathione peroxidase (GPX EC 1.11.1.9—detoxifies H_2O_2 or organic hydroperoxides) and markers of oxidative tissue damage (lipid peroxidation, DNA strand breaks and the GSH/GSSG ratio) (Halliwell and Gutteridge, 1999; Peña-Llopis et al., 2003). Finally the activity of B esterases was also measured to diagnose exposure to organophosphorous pesticides among other chemicals (Barata et al., 2004).

2.6. In situ bioassays

2.6.1. Exposure regime

In situ *D. magna* deployments were conducted as described by Damásio et al. (2008). In each deployment, a lab control treatment with animals maintained in the lab and never exposed to the field was also included as a surrogate control.

Briefly the procedure for the in situ bioassays was as follows. Four day old juveniles were transported to field sites in groups of 10 in 175 glass jars filled with American Society for Testing Materials (ASTM) hard water (ASTM, 1995; Mc William and Baird, 2002). At each site 5–7 chambers, each containing 10 individuals, and 4 chambers containing 20 individuals, were placed inside a 13 mm² wire-mesh cylinder that was positioned in the stream perpendicular to flow.

2.6.2. Post-exposure responses

After 48 h, animals were retrieved from the chambers. Surviving animals from those chambers holding groups of 20 individuals were pooled in an eppendorf and immediately frozen in liquid N_2 and kept at -80 °C until further enzyme analysis.

Shortly after exposure (within 1 h) five surviving juveniles from those chambers holding groups of 10 animals were placed into 60 ml screw-capped glass jars containing 50 ml of ASTM hard water, with *Chlorella vulgaris* (Beijerinck, strain CCAP C211/12) at a concentration of 5×10^5 cells/ml, and allowed to feed for 4 h (Mc William and Baird, 2002). Three jars containing no animals were used to establish initial algal densities. Biomarker and post-exposure feeding rates were also measured in animals maintained in the lab during the deployments and transported to the field sites to include a surrogate lab control. Post-feeding experiments were conducted in darkness to avoid algal growth and under constant temperature conditions (20 ± 2 °C) provided by a thermostated chamber. Individual feeding rates (cells animal⁻¹ h⁻¹) were determined as the change in cell density during 4 h according to the method given by Mc William and Baird (2002). Cell density was estimated from absorbance measurements at $\lambda=650$ nm in a dual-beam spectrophotometer (Uvikon 941) using standard calibration curves based on at least 20 data points, with an $r^2 > 0.98$.

2.6.3. Biochemical determinations

Most biochemical determinations have been described previously (Barata et al., 2004; Damásio et al., 2008; Faria et al., 2009); hereafter we only provide a brief description. Samples were homogenized in ice-cold 100 mM phosphate buffer (PBS), pH 7.4, containing 100 mM KCl and 1 mM EDTA. For *D. magna*, groups of juveniles were homogenized in 500 μl buffer. Homogenates were centrifuged at 10,000 g for 10 min and the supernatants were immediately used for biochemical determinations. For *H. exocellata* heads were separated from the body, homogenized in the proportion 1 head:200 μl PBS, centrifuged at 10,000 g for 30 min and supernatants used for B esterases determination. All the other biomarkers were determined in the body. Bodies were homogenized in 1:8 proportion wet weight: PBS buffer volume and centrifuged at 10,000 g for 30 min. A total of 12 biomarkers were examined for *H. exocellata*, but due to sample constraint *D. magna* biomarkers were restricted to GST, CAT and B esterases: acetylcholinesterase (AChE) and carboxylesterase (CbE). CAT measurements and CbE were carried out using a spectrophotometer Cecil-CE 9200 (Cambridge, England), whereas all the rest of the biomarkers were determined using a Multi-Detection Micro-plate Reader, BioTek[®] (Vermont, USA). Assays were run at least in duplicate. CAT, GST, SOD, GPX and GR activities were measured, respectively, according to Aebi (1974), Habig et al. (1974), Mc Cord and Fridovich (1969), Lawrence and Burk (1976) and Carlberg and Mannervik (1985). GSH levels were quantified according to Kamencic (2000). Glutathione redox status (GSH/GSSG) was determined by measuring total glutathione (TG) content (GSH+GSSG) and GSSG, according to Peña-Llopis et al. (2003) and was calculated as number of molecules: GSH/GSSG=(TG-GSSG)/(GSSG/2). Lactate dehydrogenase (LDH) activity was determined according to Diamantino et al. (2001). Lipid peroxidation (LPO) was determined according to Esterbauer et al. (1991) using the Malondialdehyde (MDA) assay. DNA strand breaks were quantified according to Lafontaine (2000) using the DNA alkaline precipitation assay. AChE activity was determined by a modification of the Ellman method adapted to microplate (Barata et al., 2004). CbE activity was determined by the UV method of Mastropaolo and Yourho (1981). Proteins were measured by the Bradford method (Bradford, 1976) using bovine serum albumin as standard.

2.7. Data analysis

Basic statistical analysis was performed with environmental and herbicide data with mean and standard error calculation. The structure and composition of benthic macroinvertebrate assemblages were characterized using a broad range of metrics adapted to river types and generated with the MAQBIR software (Munné and Prat, 2009). *D. magna* and *H. exocellata* responses across sites and deployments or sampling dates were compared by two way ANOVA followed by post-hoc Tukey's multiple comparison test (Zar, 1996). Within each deployment *Daphnia* responses were transformed to proportions relative to the lab controls to account for inter-trial differences in the studied parameters (Damásio et al., 2008). Prior to analyses *H. exocellata* and *D. magna* data was log and arcsine transformed, respectively, to meet ANOVA assumptions of normality and variance homoscedasticity.

3. Results

3.1. Physico-chemical water characteristics

In general, the area has not very good conditions for invertebrate fauna: relatively low water flows, high temperatures and conductivity of water and high nutrient content (Table 1). Water discharge is variable (Fig. 3), and it shows the effects of water extraction and flow regulation due to dams and weirs upstream of the study site for electricity generation purposes. Later in summer, the Gavarresa system tends to be more similar to a pond with low flow conditions, high conductivity values or high oxygen during daytime because of the amount of *Cladophora* and other algae present in the stream. In addition, conductivity values rarely decrease from 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ in both rivers and sometimes even reach values of more than 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. This

Table 1

Mean chemical composition (\pm SE) of river water on study sites during the sampling period ($n=5$).

Parameter	L1	L2	G
Ox (mg/L)	9.1 (\pm 0.9)	9.1 (\pm 1.1)	12.8 (\pm 1.3)
Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1504.0 (\pm 174.6)	1699.4 (\pm 199.7)	3001.2 (\pm 294.1)
Cl^- (ppm)	379.1 (\pm 34.4)	398.5 (\pm 43.0)	672.8 (\pm 124.5)
SO_4 (ppm)	135.0 (\pm 18.0)	130.4 (\pm 15.0)	596.3 (\pm 90.7)
NO_3^- (ppm)	1.8 (\pm 0.5)	3.1 (\pm 0.1)	4.1 (\pm 2.2)
PO_4^{3-} (ppm)	0.3 (\pm 0.1)	0.4 (\pm 0.1)	0.6 (\pm 0.1)
TOC (ppm)	2.3 (\pm 0.4)	3.3 (\pm 0.8)	6.2 (\pm 1.8)
DOC (ppm)	3.4 (\pm 1.2)	3.2 (\pm 0.7)	4.1 (\pm 0.7)

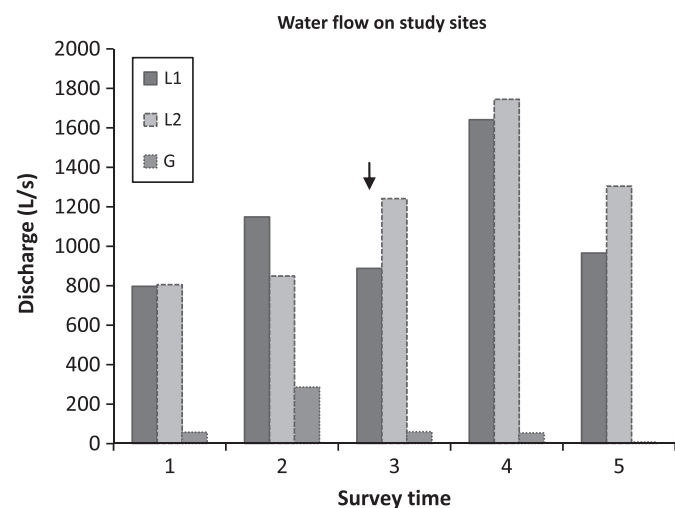


Fig. 3. Discharge evolution on the study sites between January and June 2007. The black arrow indicates herbicide treatment.

and other chemical parameters are presented in Table 1. The presence of a sewage discharge coming from a water treatment plant (WTP) poses some differences among stations L1 and L2, especially in conductivity and nutrient parameters although no temporal trend is distinguishable in these sites.

3.2. Detection of glyphosate in river water

The standard curves for glyphosate for the Llobregat and Gavarresa rivers had a correlation (R^2) of 0.977 and 0.999, respectively. The limit of detection in the studied rivers for glyphosate and AMPA was 3 $\mu\text{g}/\text{l}$. Levels of glyphosate in surface and pore water are depicted in Table 2. Chemical analyses of water only evidenced the presence of Glyphosate with no traces of AMPA. Glyphosate concentrations in surface water were only detected during application (time 3), two (time 4) and three days after (time 5) reaching a maximum of 137 $\mu\text{g}/\text{l}$ at G station, levels decrease to 20–60 $\mu\text{g}/\text{l}$ in the Llobregat river channel after 3 days of application, and finally undetected levels were found on day 12. In the riverbank pore water, glyphosate levels were undetected until day 12 (time 6), when in piezometers situated farther away from the river reached levels of 28–89 $\mu\text{g}/\text{l}$.

3.3. Invertebrate community composition

Herbicide application did not affect the abundance or number of taxa of macroinvertebrates in any location (Fig. 4). Closely linked with poor chemical conditions macroinvertebrate communities were dominated by taxa tolerant to pollution (Fig. 5). Provided the small differences in water quality, the studied communities were quite similar among all the studied sites. One-third of the individuals belonged to Baetidae (Ephemeroptera) and Chironomidae (Diptera) families. Oligochaeta was also abundant, especially downstream of sewage discharge. The most abundant Trichoptera family was Hydropsychidae, and most of them were from the species

Table 2

Glyphosate (mean concentration with standard error) and AMPA for study samples.

Station and sampling scheme	Glyphosate ($\mu\text{g}/\text{l}$)	AMPA ($\mu\text{g}/\text{l}$)
Time 3		
L1	21.4 (\pm 0.9)	< 3
L2	31.0 (\pm 0.2)	< 3
G	3.6 (\pm 0.0)	< 3
P1	< 3	< 3
P2	< 3	< 3
P3	< 3	< 3
P4	< 3	< 3
Time 4		
L1	55.0 (\pm 10.9)	< 3
G	7.9 (\pm 0.3)	< 3
Time 5		
L1	40.6 (\pm 26.8)	< 3
L2	11.1 (\pm 5.8)	< 3
G	139.6 (\pm 27.9)	< 3
P1	< 3	< 3
P2	< 3	< 3
P3	< 3	< 3
P4	< 3	< 3
Time 6		
L1	< 3	< 3
L2	< 3	< 3
G	< 3	< 3
P1	< 3	< 3
P2	< 3	< 3
P3	89.8	< 3
P4	26.8	< 3

H. exocellata. To characterize the ecological status taking into consideration the tolerance to pollutants and the diversity of the community, the results from several biotic indices are presented. These indices are used currently for the water management authorities and have been integrated with other European methodologies (Munné and Prat, 2009). Values are presented as the standard quality ratio (EQR), related to the reference condition for each river type. Both the Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) and the quantitative multimetric iMMi-T (Fig. 6) (Munné and Prat, 2009) showed that no appreciable patterns of change over time existed, with the studied communities always situated within the deficient category.

3.4. Individual toxic effects

H. exocellata responses of individuals collected at times 3 and 5 varied across sites, exposure period and biomarkers (Fig. 7). In 7 out of the 12 analyzed biomarkers, there were significant effects among sites within and across sampling periods (Table 4).

General *H. exocellata* response patterns to pesticide application included increased activities of GST and GPX enzymes in Llobregat sites and a strong decrease in the ratio GSH/GSSG in all locations (Tables 3, 4 and 7). Site specific responses included decreased activities of LDH and of B esterases in L1, the opposite behavior in site L2, decreased activities of GST, GPX, and increased levels of lipid peroxidation in site G1.

Mortality in transplanted *D. magna* individuals was negligible (<5%) but proportional responses relative to lab controls

evidenced significant effects of exposure period within or across sites in 4 out of the 5 traits studied (Tables 2 and 3). Effects included a strong inhibition of post-exposure feeding rates in sites L1,G and enhanced activities of GST and CbE in site L1 in daphnids exposed during the first two days of herbicide application (Tables 2 and 3).

4. Discussion

Due to its high adsorption tendency in soil (Kd values up to 900 l/kg) and its fast degradation by microorganisms, glyphosate and/or its formulations are generally regarded as having low potential to contaminate surface waters or groundwater (Giesy et al., 2000; Borggaard and Gimsing, 2008). However, leaching of glyphosate and its degradation product AMPA (aminomethylphosphonic acid) up to 1 m depth has been observed in laboratory and field studies, suggesting a potential risk for the aquatic environment (Landry et al., 2005). Moreover, glyphosate and AMPA are present in surface waters worldwide in considerable concentrations, e.g. up to 2.2 µg/l in US rivers (Kolpin et al., 2006). The limit value for single pesticides in groundwater in Europe is 0.1 µg/l and for the sum of pesticides 0.5 µg/l (Council of the European Communities (CEC), 1991). In the present study measured glyphosate levels in river water following herbicide application were quite high (20–60 µg/l) with peak values of 137 µg/l. Furthermore, after 12 days of its application leaching of glyphosate from sprayed riverbanks was quite high in pore water (20–85 µg/l) but not in the river. Therefore, it is plausible to

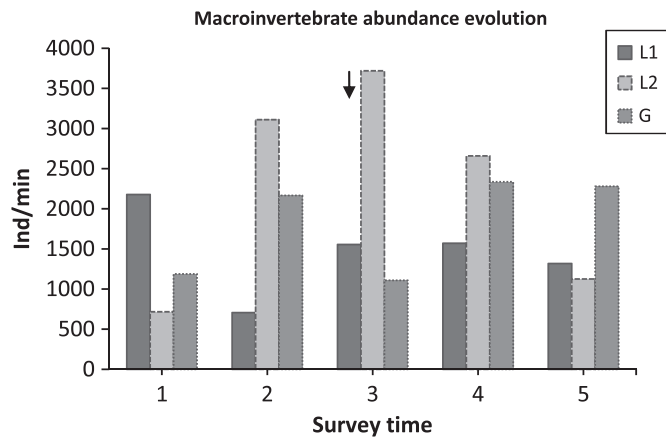


Fig. 4. Evolution of the macroinvertebrate abundance during the sampling period. The black arrow indicates the beginning of herbicide treatment.

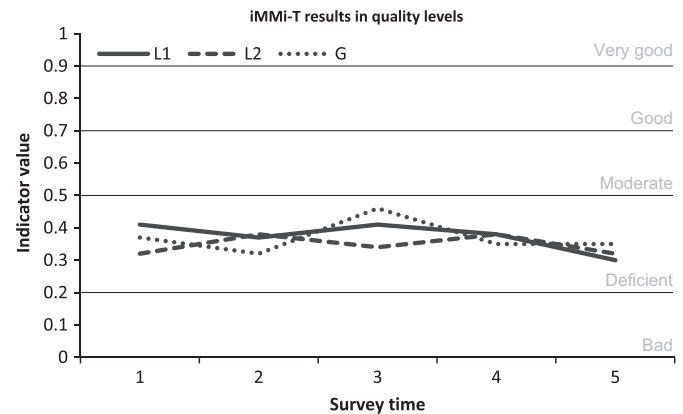


Fig.6. Results of the iMMi-T index for macroinvertebrate samples at the study sites from January to June 2007 (quality levels of iMMi-T index in gray). The black arrow indicates herbicide treatment.

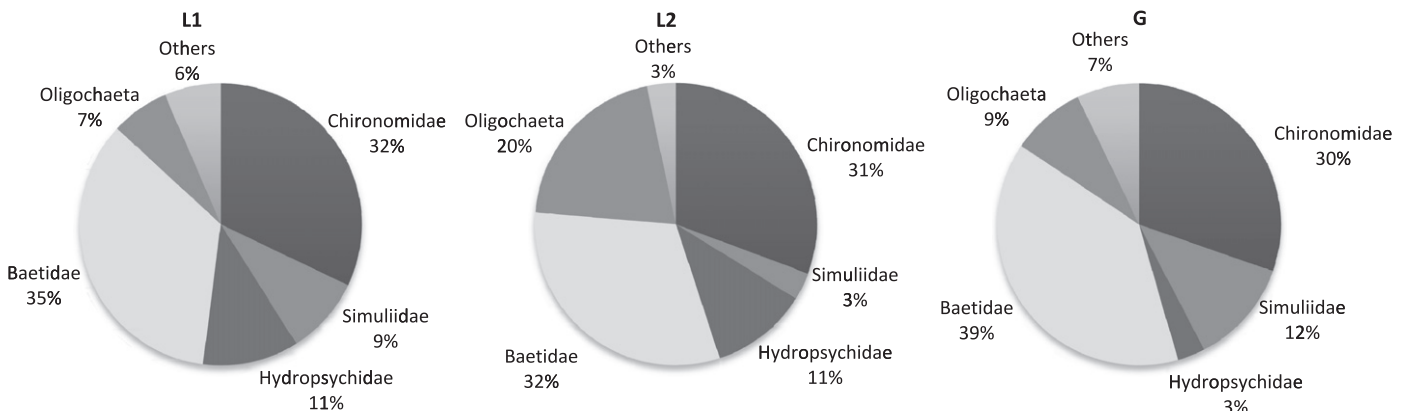


Fig.5. Mean proportion of the most common macroinvertebrate taxa at the study sites from January to June 2007.

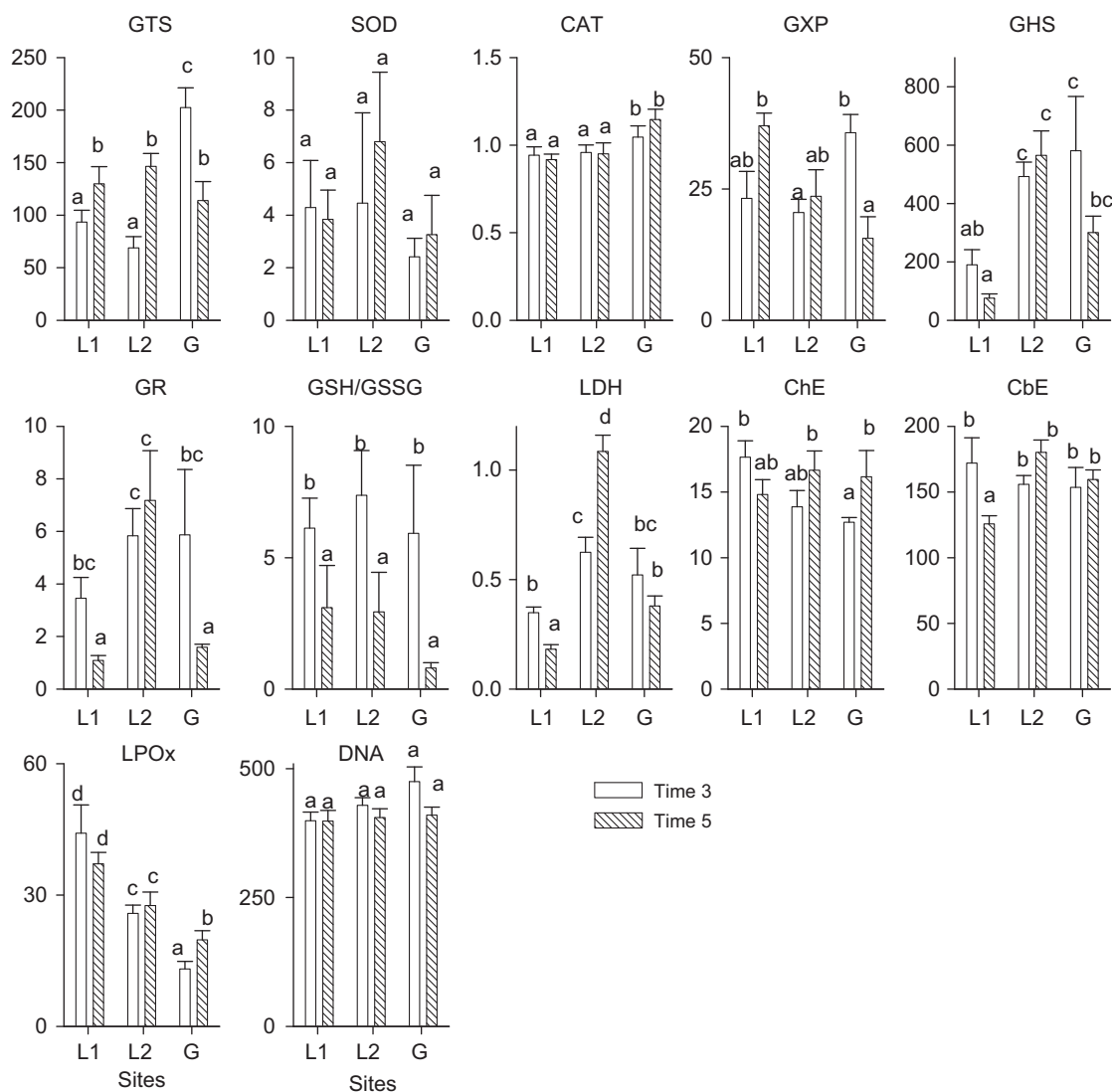


Fig. 7. *Hydropsychyche* biomarker responses across sites (L1, L2, G) and samplings (time 3 and 5). Biomarkers units are nmol/min/mg protein for GST, GPX, GR, CbE, ChE; $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$ protein for LDH; nmol/g ww for GSH; nmol MDA eq/g ww for LPO and μg DNA/g ww for DNA breaks. Different letters denoted significant differences following ANOVA and post-hoc tests. Error bars are SE.

Table 3

Proportional *Daphnia magna* response values (MEAN and SE) relative to lab controls across sites and deployments. Different letters indicate significant differences following ANOVA and Tuckey's post-hoc tests. Absolute mean values of lab controls were, Feed: $5.35\text{--}6.13 \times 10^5$ cells/ind h, GST: 428–380 nmol/min/mg protein, CbE: 254–322 nmol/min/mg protein, CAT: 0.41–0.37 mmol/min/mg protein, ChE 2.44–5.48 nmol/min/mg protein.

Site	Deployments	Feed		GST		CbE		CAT		ChE	
L1	Time 3	0.46	0.32a	1.30	0.01a	1.03	0.01a	1.04	0.11a	1.04	0.06a
	Time 6	0.9	0.15b	1.14	0.02b	1.12	0.05b	1.09	0.04a	0.98	0.06a
G	Time 3	0.75	0.17a	1.13	0.01b	1.02	0.01a	0.78	0.09b	1.01	0.08a
	Time 6	1.01	0.09b	0.99	0.02a	1.02	0.01a	0.87	0.02b	0.93	0.03a

conclude that glyphosate, sprayed to riverbanks to control giant reed contaminated the nearby streams, may reach high concentrations during the first three days post-application. In addition, as we have not detected AMPA, we can presume we have taken only glyphosate in our samples because it would not have had enough time to decompose in the environment.

Many factors influence the characteristics of invertebrate assemblages, as channel form and materials, floodplain connectivity and riparian vegetation, water temperature and chemistry, availability of nutrients and energy resources, biotic interactions as well as the evolutionary history of species in the community

and the legacy of past disturbance events and land use activities (Reeves et al., 1995; Harding et al., 1998; Allan, 2004). Nevertheless, streamflow may limit biological conditions at some sites where other factors would allow, for example, a higher abundance of organisms or a greater number of taxa (Konrad et al., 2008). However, biotic responses to streamflow may be conditional as they depend on the broader ecological state of a site (Konrad et al., 2008). Regarding the main biological quality indexes, the described environmental scenario is likely to be responsible for poor water quality. Habitat degradation, flow regulation, salinization and sewage discharge were probably the major factors

Table 4
Two way ANOVA results for *Daphnia magna* and *Hydropsyche* responses across sites and deployments or sampling periods (time). Only *F* coefficients, degrees of freedom (*df*) and probability levels (*P*) are shown.

Element	Factors	df	F	P	Element	Factors	df	F	P
<i>Daphnia magna</i> Feed	Stations	1.17	4.83	0.04	<i>Daphnia magna</i> CbE	Stations	1.12	13.19	0
	Time	1.17	15.51	0		Time	1.12	8.17	0.01
	Interaction	1.17	1.1	0.31		Interaction	1.12	9.04	0.01
<i>Daphnia magna</i> GST	Stations	1.12	0.83	0.38	<i>Daphnia magna</i> CAT	Stations	1.12	39.57	0
	Time	1.12	0.5	0.49		Time	1.12	3.84	0.07
	Interaction	1.12	304.2	0		Interaction	1.12	0.3	0.6
<i>Daphnia magna</i> ChE	Stations	1.12	1.67	0.22	<i>Hydropsyche</i> GST	Stations	2.30	12.7	< 0.01
	Time	1.12	5.88	0.03		Time	1.30	3.7	0.07
	Interaction	1.12	0.09	0.77		Interaction	2.30	4.1	0.03
<i>Hydropsyche</i> SOD	Stations	2.30	1.2	0.31	<i>Hydropsyche</i> CAT	Stations	2.30	5.1	0.01
	Time	1.30	0.1	0.76		Time	1.30	0.7	0.41
	Interaction	2.30	1.6	0.21		Interaction	2.30	0.3	0.74
<i>Hydropsyche</i> GPX	Stations	2.30	5.6	0.01	<i>Hydropsyche</i> GR	Stations	2.30	8.1	< 0.01
	Time	1.30	0.6	0.46		Time	1.30	4.3	0.05
	Interaction	2.30	5.6	0.01		Interaction	2.30	1.5	0.23
<i>Hydropsyche</i> GSH	Stations	2.30	12.7	< 0.01	<i>Hydropsyche</i> GSH/GSSG	Stations	2.30	1.2	0.32
	Time	1.30	0.8	0.38		Time	1.30	12.6	< 0.01
	Interaction	2.30	1.3	0.29		Interaction	2.30	0.4	0.68
<i>Hydropsyche</i> LDH	Stations	2.30	44.7	< 0.01	<i>Hydropsyche</i> ChE	Stations	2.30	1.4	0.27
	Time	1.30	0.2	0.65		Time	1.30	0.8	0.38
	Interaction	2.30	14.1	< 0.01		Interaction	2.30	3.8	0.03
<i>Hydropsyche</i> CbE	Stations	2.30	1.4	0.27	<i>Hydropsyche</i> LPO	Stations	2.30	36.9	< 0.01
	Time	1.30	1.1	0.3		Time	1.30	1.4	0.24
	Interaction	2.30	3.5	0.04		Interaction	2.30	4.7	0.02
<i>Hydropsyche</i> DNA	Stations	2.30	1.6	0.21					
	Time	1.30	0.9	0.36					
	Interaction	2.30	0.5	0.6					

explaining a less diverse community dominated by tolerant species (Damásio et al., 2008). As a consequence, no differences were found at structural level in these organisms before and after herbicide treatment.

The toxicity of technical-grade glyphosate to aquatic invertebrates is known to be only minor (LC50 values of > 55 mg/l glyphosate, WHO, 1994). However, an increased toxicity of glyphosate formulations has been reported and related to its surfactants or additives (Giesy et al., 2000; Tsui and Chu, 2003, 2004; Bringolf et al., 2007). For example for one of the most used glyphosate formulations (Roundup Ultra), toxicity thresholds of LC/IC50 < 2 mg/l a.i. were determined for the amphipod *Hyalella azteca* and the copepod *Acartia tonsa* (Tsui and Chu, 2003, 2004). Recently Contardo-Jara et al. (2009) reported that both pure and formulated glyphosate were able to challenge the xenobiotic enzymatic defensive system of *Lumbricus variegates* (GST, SOD, CAT) at moderate doses (50–500 µg/l).

In the present study biomarker responses of the benthic macroinvertebrate species *H. exocellata* indicated oxidative stress, which was evidenced by a significant decrease in the ratio GSH/GSSG (Peña-Llopis et al., 2002) or increased levels of lipid peroxidation at three days post-application. Oxidative stress effects of glyphosate formulations have also been reported in lab exposed fish and tadpoles (Costa et al., 2008; Langiano and Martinez, 2008); thus it seems a common mechanism of action. Observed high activities of LDH in *H. exocellata* individuals sampled from site L2 three days after pesticide application indicated an increased rate of organism's anaerobic metabolism, suggesting a rapid need of additional energy to cope with

increasing environmental stress levels (Moreira et al., 2006). Site differences in *H. exocellata* biomarker responses also agree with previous work conducted five years before in similar sampling locations (Barata et al., 2005). These included low levels of lipid peroxidation in site G and the effect of salinization on CAT and GST activities.

On the other hand, in the present study we reported that in a real field scenario environmentally measured glyphosate concentrations ranging between 20 and 137 µg/l in water affected *D. magna* feeding rates and the activity of biotransformation (GST, CbE), antioxidant (GPX), metabolic (LDH) and/or anticholinergic enzymes of the two studied invertebrate species.

Thus, these significant biological responses among the three studied sites before and following glyphosate application suggested interactive combined effects of naturally occurring factors and the herbicide application. Indeed the studied sites were characterized by difference in organic pollution (L2 received the sewage of a nearby small industrial park) and salinization (G was highly impacted by an excess of Cl and SO₄; Barata et al., 2005; Damásio et al., 2008). It is worth noting also that the above mentioned studies showed that an excess of ammonium coming from WTP, salts and changes in oxygen levels affected the studied behavioral and biochemical responses. More specifically, the observed higher and lower proportional activities of GST and CAT in *D. magna* deployed at site G, respectively, were related with salinization and an excess of oxygen (Barata et al., 2007; Damásio et al., 2008).

There is little data on how to select appropriate application regime of a herbicide (Spencer et al., 2008). Farmers combine

different commercial herbicides together with glyphosate to increase its levels of toxicity (Daurich et al., 2001). Further studies that evaluate glyphosate for managing giant reed indicate that a single late-season application of 3% or 5% onto the foliar mass was the most effective and least hazardous to biota (Spencer et al., 2008). In the present study we provide evidence that glyphosate had only marginal effects on the structure of communities, but specific detrimental effects on keystone species such as *H. exocellata* cannot be ruled out.

Acknowledgments

The authors acknowledge the Water Agency of Catalonia and other stakeholders involved in this restoration project for its cooperation and also the Scientific-Technical Services of the University of Barcelona (SCT-UB). This work was supported by the Spanish Ministry of Education and Science projects [CGL2007-64551/HID; CGL2008-01898]. Laura Puértolas was supported by a FPU grant of the Spanish Ministry of Education and Joana Damásio by the FCT PhD fellowship (SFRH/BD/23269/2005).

References

- Aebi, H., 1974. Catalase. In: Bergmayer, H.U. (Ed.), *Methods of Enzymatic Analysis*. Academic Press, London, pp. 671–684.
- Alistock, M.S., Norman, C.M., Bushmann, P.J., 2001. Common reed *Phragmites australis*: control and effects upon biodiversity in freshwater nontidal wetlands. *Restor. Ecol.* 9, 49–59.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 35, 257–284.
- ASTM, 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 19th ed. American Public Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC.
- Barata, C., Damasio, J., López, M.A., Kuster, M., De Alda, M.L., Barcelo, D., Riva, M.C., Raldúa, D., 2007. Combined use of biomarkers and in situ bioassays in *Daphnia magna* to monitor environmental hazards of pesticides in the field. *Environ. Toxicol. Chem.* 26, 370–379.
- Barata, C., Lekumbarri, I., Vila-Escalé, M., Prat, N., Porte, C., 2005. Trace metal concentration, antioxidant enzyme activities and susceptibility to oxidative stress in the trichoptera larvae *Hydropsyche exocellata* from the Llobregat river basin (NE Spain). *Aquat. Toxicol.* 74, 3–19.
- Barata, C., Solayan, A., Porte, C., 2004. Role of B-esterases in assessing toxicity of organophosphorous (chlorpyrifos, malathion) and carbamate (carbofuran) pesticides to *Daphnia magna*. *Aquat. Toxicol.* 66, 125–139.
- Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G.M., Lake, P.S., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., Powell, B., Sudduth, E., 2005. Synthesizing US river restoration efforts. *Science* 308, 636–637.
- Borggaard, O.K., Gimsing, A.L., 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pestic. Manage. Sci.* 64, 441–456.
- Bradford, M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein dyebinding. *Anal. Biochem.* 72, 248–254.
- Bringolf, R.B., Cope, W.G., Mosher, S., Barnhart, M.C., Shea, D., 2007. Acute and chronic toxicity of glyphosate compounds to glochidia and juveniles of *Lampsilis siliquoidea* (Unionidae). *Environ. Toxicol. Chem.* 26, 2094–2100.
- Canesi, L., Viarengo, A., Leonzio, C., Filippelli, M., Gallo, G., 1999. Heavy metals and glutathione metabolism in mussel tissues. *Aquat. Toxicol.* 46, 67–76.
- Carlberg, I., Mannervik, B., 1985. Glutathione reductase. *Methods Enzymol.* 113, 485–490.
- Connors, D.E., Black, M.C., 2004. Evaluation of lethality and genotoxicity in the freshwater mussel *Utterbackia imbecillis* (bivalvia: unionidae) exposed singly and in combination to chemicals used in lawn care. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46, 362–371.
- Contardo-Jara, V., Klingelmann, E., Wiegand, C., 2009. Bioaccumulation of glyphosate and its formulation Roundup Ultra in *Lumbriculus variegatus* and its effects on biotransformation and antioxidant enzymes. *Environ. Pollut.* 157, 57–63.
- Costa, M.J., Monteiro, D.A., Oliveira-Neto, A.L., Rantin, F.T., Kalinin, A.L., 2008. Oxidative stress biomarkers and heart function in bullfrog tadpoles exposed to Roundup Original. *Ecotoxicology* 17, 153–163.
- Council of the European Communities (CEC), 1991. Council Directive 91/414/EEC Concerning the Placing of Plant Protection Products on the Market.
- Damásio, J., Tauler, R., Teixidó, E., Rieradevall, M., Prat, N., Riva, M.C., Soares, A.M.V.M., Barata, C., 2008. Combined use of *Daphnia magna* in situ bioassays, biomarkers and biological indices to diagnose and identify environmental pressures on invertebrate communities in two Mediterranean urbanized and industrialized rivers (NE Spain). *Aquat. Toxicol.* (87), 310–320.
- Daurich, J., Zirulnik, F., Gimenez, M.S., 2001. Effect of herbicide glyphosate on enzymatic activity in pregnant rats and their fetuses. *Environ. Res.* 85, 226–231.
- Diamantino, T.C., Almeida, E., Soares, A.M.V.M., Guilhermino, L., 2001. Lactate dehydrogenase activity as an effect criterion in toxicity tests with *Daphnia magna* straus. *Chemosphere* (45), 553–560.
- Esterbauer, H., Schaur, R.J., Zollner, H., 1991. Chemistry and biochemistry of 4-hydroxynoneal, malonaldehyde and related aldehydes. *Free Radical Biol. Med.* 11, 81–128.
- Faria, M., Carrasco, L., Diez, S., Riva, M.C., Bayona, J.M., Barata, C., 2009. Multi-biomarker responses in the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* exposed to polychlorobiphenyls and metals. *Comp. Biochem. Physiol.* 149C, 281–288.
- Giesy, J.P., Dobson, S., Solomon, K.R., 2000. Ecotoxicological risk assessment for Roundup® herbicide. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 167, 35–120.
- Habig, W.H., Pabst, M.J., Jakoby, W.B., 1974. Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Biol. Chem.* 249, 7130–7139.
- Halliwell, B., Gutteridge, J.M.C., 1999. *Free Radicals in Biology and Medicine*. Oxford University Press, Oxford.
- Harding, J.S., Benfield, E.F., Bolstad, P.V., Helfman, G.S., Jones, E.B.D., 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 95, pp. 14843–14847.
- Jáimez-Cuellar, P., Vivas, S., Bonada, N., Robles, S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas, J., Ortega, M., Pardo, I., 2002. Protocol GUADALMED (PRECE). *Limnetica* 21, 187–204.
- Kamencic, H., 2000. Monochlorobimane fluorometric method to measure tissue glutathione. *Anal. Biochem.* 286, 35–37.
- Ketterer, B., Coles, B., Meyer, D.J., 1983. The role of glutathione in detoxification. *Environ. Health Persp.* 49, 59–69.
- Kolpin, D.W., Thurman, E.M., Lee, E.A., Meyer, M.T., Furlong, E.T., Glassmeyer, S.T., 2006. Urban contributions of glyphosate and its degradate AMPA to streams in the United States. *Sci. Total Environ.* 354, 191–197.
- Konrad, C.P., Brasher, A.M.D., May, J.T., 2008. Assessing streamflow characteristics as limiting factors on benthic invertebrate assemblages in streams across the western United States. *Freshwater Biol.* 53, 1983–1998.
- Lafontaine, Y., 2000. Biomarkers in zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) for the assessment and monitoring of water quality of the St Lawrence River (Canada), 50.
- Landry, D., Dousset, S., Fournier, J.C., Andreux, F., 2005. Leaching of glyphosate and AMPA under two soil management practices in Burgundy vineyards (Vosne-Romaneau, 21-France). *Environ. Pollut.* 138, 191–200.
- Langiano, V. d.C., Martinez, C.B.R., 2008. Toxicity and effects of a glyphosate-based herbicide on the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Comp. Biochem. Physiol.-C Toxicol. Pharmacol.* 147, 222–231.
- Lawrence, R.A., Burk, R.F., 1976. Glutathione peroxidase activity in selenium deficient rat liver. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 71, 952–958.
- Lee, R.F., Steintert, S., 2003. Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine and freshwater) animals. *Mutat. Res.-Rev. Mutat. Res.* 544, 43–64.
- Mastropalo, W., Yourno, J., 1981. An ultraviolet spectrophotometric assay for alpha-naphthyl butyrate esterases. *Anal. Biochem.* 115, 188–193.
- Mc Cord, J.M., Fridovich, I., 1969. Superoxide dismutase: an enzymatic function for erythrocyte (hemocuprein). *J. Biol. Chem.* 244, 6049–6055.
- Mc William, R.A., Baird, D.J., 2002. Application of postexposure feeding depression bioassays with *Daphnia magna* for assessment of toxic effluents in rivers. *Environ. Toxicol. Chem.* 21, 1462–1468.
- Mooney, H.A., Hobbs, R.J., 2000. *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, Washington DC.
- Moreira, S.M., Lima, I., Ribeiro, R., Guilhermino, L., 2006. Effects of estuarine sediment contamination on feeding and on key physiological functions of the polychaete *Hediste diversicolor*: laboratory and in situ assays. *Aquat. Toxicol.* 78, 186–201.
- Mozdzer, T.J., Hutto, C.J., Clarke, P.A., Field, D.P., 2008. Efficacy of imazapyr and glyphosate in the control of non-native *Phragmites australis*. *Restoration Ecol.* 16 (2), 221–224.
- Munné, A., Prat, N., 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* 628, 203–225.
- Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allan, J.D., Lake, P.S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Loss, G., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G.M., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, Pagano, L., Sudduth, E., 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *J. Appl. Ecol.* 42, 208–217.
- Papchenkova, G.A., 2007. Study of chronic toxicity of the herbicide Roundup in series of generations of *Daphnia magna*. *Toksikol. Vestn.* 5, 14–17.
- Papchenkova, G.A., Golovanova, I.L., Ushankova, N.V., 2009. The parameters of reproduction, sizes and activities of hydrolases in *Daphnia magna* Straus of successive generations affected by Roundup herbicide. *Inland Water Biol.* 2 (3), 286–291.
- Peña-Llopis, S., Ferrando, M.D., Peña, J.B., 2002. Impaired glutathione redox status is associated with decreased survival in two organophosphate-poisoned marine bivalves. *Chemosphere* 47, 485–497.
- Peña-Llopis, S., Ferrando, M.D., Peña, J.B., 2003. Fish tolerance to organophosphate-induced oxidative stress is dependent on the glutathione metabolism and enhanced by N-acetylcysteine. *Aquat. Toxicol.* 65, 337–360.

- Prat, N., Munné, A., 2000. Water use and quality and stream flow in a Mediterranean stream. *Water Res.* 15, 3876–3881.
- Prat, N., Munné, A., Solà, C., Casanovas, R., Vilas, M., Bonada, N., Jubany, J., Miralles, M., Plans, M., Rieradevall, M., 2002. Ecological quality of Llobregat, Besòs, Foix and Tordera rivers. *Survei* 10. Deputació de Barcelona. Area de Medi Ambient (Estudis de Qualitat Ecològica dels Rius), Barcelona.
- Prat, N., Puig, M.A., Gonzalez, G., Tort, M.F., Estrada, M., 1984. Llobregat. In: Whitton, B.A. (Ed.), *Ecology of European Rivers*. Blackwell, pp. 527–552.
- Prat, N., Rieradevall, M., 2006. 25-years of biomonitoring in two Mediterranean streams (Llobregat and Besòs basins, NE Spain). *Limnetica* 25 (1–2), 541–550.
- Prat, N., Ward, J.W., 1994. The tamed river. In: Margalef, R. (Ed.), *Limnology Now: A Paradigm of Planetary Problems*. Elsevier, pp. 219–236.
- Regoli, F., Principato, G., 1995. Glutathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussel, *Mytilus galloprovincialis* exposed to metals under field and laboratory conditions: implications for the use of biochemical biomarkers. *Aquat. Toxicol.* 31, 143–164.
- Reeves, G.H., Benda, L.E., Burnett, K.M., Bisson, P.A., Sedell, J.R., 1995. A Disturbance Based Ecosystem Approach to Maintaining and Restoring Freshwater Habitats of Evolutionarily Significant Units of Anadromous Salmonids in the Pacific Northwest, 17. American Fisheries Society Symposium 334–349.
- Spencer, D.F., Tan, W., Liow, P., Ksander, G., Whitehand, L.C., Weaver, S., Olson, J., Newhauser, M., 2008. Evaluation of glyphosate for managing giant reed (*Arundo donax*). *Invasive Plant Sci. Manage.* 1, 248–254.
- Stalikas, C.D., Pilidis, G.A., Karayannis, M.I., 2000. An integrated gas chromatographic method towards the simultaneous determination of phosphoric and amino acid group containing pesticides. *Chromatographia* 51 (11–12), 741–746.
- Tjelmeland, A.D., Fulbright, T.E., Lloyd-Reilley, J., 2008. Evaluation of grass herbicide for restoring native grasses in buffelgrass-dominated grasslands. *Restoration Ecol.* 16 (2), 263–269.
- Tsui, M.T.K., Chu, L.M., 2003. Aquatic toxicity of glyphosate-based formulations: comparison between different organisms and the effects of environmental factors. *Chemosphere* 52, 1189–1197.
- Tsui, M.T.K., Chu, L.M., 2004. Comparative toxicity of glyphosate-based herbicides: aqueous and sediment porewater exposures. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46, 316–323.
- Van Wilgen, B.W., Nel, J.L., Rouget, M., 2007. Invasive alien plants and South African rivers: a proposed approach to the prioritization of control operations. *Freshwater Biol.* 53, 711–723.
- WHO—International Programme on Chemical Safety Glyphosate, 1994. *Environmental Health Criteria* 159—Glyphosate.
- Woolsey, S., Capelli, F., Gonser, T., Hoehn, E., Hostmann, M., Junker, B., Paetzold, A., Roulier, C., Schweizer, S., Tieg, S.D., Tockner, K., Weber, C., Peter, A., 2007. A strategy to assess river restoration success. *Freshwater Biol.* 52, 752–769.
- Yoshimura, C., Omura, T., Fumurai, H., Tockner, K., 2005. Present state of rivers and streams in Japan. *River Res. Appl.* 21, 93–112.
- Zar, J.H., 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall International, Inc., New Jersey.

8.3 ANNEX 3: L'APLICACIÓ DEL PROTOCOL APR A L'AVUACIÓ DE PROJECTES DE RESTAURACIÓ FLUVIAL A CATALUNYA (RICOVER)

2.4 PROTOCOL APR

L'APLICACIÓ DEL PROTOCOL APR A L'AVALUACIÓ DE PROJECTES DE RESTAURACIÓ FLUVIAL A CATALUNYA

Laura Puértolas i Narcís Prat

Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Diagonal, 643 08028 Barcelona. laura.puertolas@gmail.com

RESUM

El nostre objectiu principal ha estat desenvolupar una metodologia centrada en l'avaluació dels projectes de rehabilitació fluvial, de cara a introduir certa objectivitat en la seva anàlisi. Hem dissenyat el protocol d'Avaluació de Projectes de Restauració fluvial (APR) per avaluar els continguts d'un projecte de rehabilitació fluvial, la seva factibilitat i la seva rellevància per a l'assoliment dels objectius de la restauració. En aquest protocol es valoren els continguts dels projectes a través d'un procés amb 5 parts: Diagnosi, Objectius, Actuacions, Seguiment i Pressupost. Tots aquests aspectes s'avaluen tant des de la vessant ambiental com socioeconòmica.

Hem posat a prova la fiabilitat del protocol a través de la seva aplicació a un conjunt de projectes de restauració. Com a resultat, hem pogut explorar la pràctica de la restauració de rius mediterranis en la nostra àrea (Catalunya, NE de la Península Ibèrica). Per tant, una primera part dels resultats està centrada en l'anàlisi dels projectes. D'altra banda, una de les principals fites que hem assolit és la creació del protocol APR. Ha estat possible distingir els projectes que presenten un disseny adequat d'aquells que presenten mancances importants pel què fa a continguts i enfocament, independentment de la seva dotació econòmica. Els objectius del nostre exercici s'han assolit en obtenir, d'una banda, una eina que avalua els continguts dels projectes i, d'altra banda, un procés pas a pas que pot ser utilitzat per millorar el disseny de futurs projectes, ajudant a tenir en compte el màxim d'elements possible en cada apartat. Esperem que aquesta metodologia pugui ser millorada en el futur, a mesura que els agents que participen en la recuperació dels espais fluvials comparteixin els seus resultats i experiències.

Paraules clau: Restauració fluvial, projectes, Mediterrani, Catalunya.

ABSTRACT

IMPLEMENTATION OF THE APR PROTOCOL IN RIVER RESTORATION PROJECTS IN CATALONIA. Our main objective was to develop a methodology focused on the evaluation of river rehabilitation projects in terms of design in order to introduce some objectivity in their analysis. We have designed the APR protocol to evaluate objectively the contents of a rehabilitation project its feasibility to be completed and its relevance for restoration purposes. In this protocol 5 steps in the project content are evaluated: Diagnosis, Objectives, Measures, Monitoring program and Budget. Both from the environmental and socioeconomical point of view.

We tested the accuracy of this protocol by its application to a set of restoration projects. As a consequence, we can explore the practice of river restoration in our area (Catalonia, NE Spain). Thus, a first part of the results is focused on project's analysis. On the other hand, a result of our research is the APR protocol itself. It has been able to distinguish well designed projects from those that were poorly designed, independently of their budget. The objectives of our exercise have been accomplished as we get a tool that objectively evaluates project's contents. In addition, as it is a step by step procedure, it can be used to improve the design of projects by helping to consider as much elements as possible in each section. We expect that this procedure could be ameliorate in the future as all restoration practitioners share their experiences.

Keywords: River restoration, projects, Mediterranean, Catalonia.

1. INTRODUCCIÓ

Els ecosistemes aquàtics duen a terme molts processos que suposen un benefici per als humans, com per exemple mitigar les vingudes o reduir el contingut de nutrients i sediments de l'aigua abans que arribin a les zones costaneres (Postel and & Richter 2003; Covich *et al.* 2004; Palmer & Allan 2006). Històricament, l'ús dels recursos naturals associats als espais fluvials ha conduït a una degradació per les activitats humanes. Per exemple, l'alteració del règim hidrològic degut a la presència d'embassaments, rescloses, derivacions amb finalitats hidroelèctriques o amb d'altres usos industrials, agrícoles o domèstics, etc. que han canviat profundament els processos que regulen l'estructura i les funcions de l'ecosistema (Poff *et al.* 1997). La presa de consciència que aquests serveis estan compromesos (Giller 2005) i que cal mantenir-los, ha conduït a què la restauració fluvial sigui avui en dia un treball de creixent importància.

Donat l'augment en el nombre de projectes que s'ha anat detectant en els darrers anys, és important que els projectes considerats de restauració, rehabilitació o millora de l'espai fluvial assumeixin alguns principis fonamentals per a garantir-ne la coherència. En aquest sentit, alguns autors han proposat estàndards com a requisits mínims de cara a aconseguir l'èxit dels projectes de restauració fluvial (Palmer *et al.* 2005). Un disseny adequat dels projectes de recuperació fluvial és una condició necessària, tot i que no suficient, per aconseguir un canvi positiu en l'ecosistema. És essencial que el projecte, en primer lloc, realitzi una adequada diagnosi de l'ecosistema, sobre la qual fonamentar els objectius, considerant el potencial de la zona. Aquests condicionaran en bona mesura les actuacions que han de permetre aconseguir-los (Puértolas 2007).

En aquest context, els objectius principals del nostre treball han estat identificar els continguts que idealment hauria de tenir un projecte de recuperació fluvial i dissenyar un protocol que en permeti una anàlisi el més objectiva possible. Hem aplicat el protocol a un conjunt de projectes de recuperació fluvial que s'han dut a terme a Catalunya, amb el doble objectiu de posar-lo a prova i de conèixer l'estat d'aquesta matèria al nostre país.

2. METODOLOGIA

El procediment per dur a terme la investigació ha constatat diverses etapes, començant per la definició dels continguts teòrics dels projectes de recuperació fluvial, a partir d'una exhaustiva revisió bibliogràfica sobre la matèria. Aquesta va incloure també la consulta de projectes duts a terme en altres països, destacant Gran Bretanya (The River Restoration Center), Estats Units (NRRSS database), Suïssa (Projecte Rhône-Thur de EAWAG) i França (EAURMC, 2006). D'altra banda, es va realitzar una recerca dels projectes de recuperació que s'havien dut a terme a Catalunya, efectuant contactes amb diverses entitats que desenvolupen projectes, així com amb l'Agència Catalana de l'Aigua (en endavant, ACA), per tal de realitzar una primera catalogació dels projectes existents.

S'ha revisat un total de 23 projectes, dels quals finalment se n'ha seleccionat 17. Els criteris seguits durant aquesta fase es van enfocar a cercar projectes de gestió fluvial orientada a millorar-ne l'estat, amb projectes centrats en el mateix riu o en altres parts de l'espai fluvial (terrasses fluvials, plana al·luvial, basses dins de la zona inundable, etc.). En aquest sentit, s'han descartat projectes que ja de partida estaven dirigits a escometre actuacions sectorials (per exemple, de millora de la xarxa de camins fluvials, de creació d'un parc d'horta o de desenvolupament d'infraestructures a l'entorn fluvial) i d'altres per als quals no es disposava de tota la informació. Els 17 projectes que formen part d'aquest estaven en diferents estats d'execució. Una vegada feta aquesta revisió, s'ha completat el disseny del protocol amb les conclusions extretes dels projectes catalans, per tal d'ajustar-lo més a la seva casuística concreta. Per posar a prova el protocol, s'ha dut a terme la valoració d'aquest grup de 17 projectes, que es considera representatiu dels projectes de millora dels espais fluvials que s'han elaborat a Catalunya durant la primera etapa de la recerca. Com a apunt metodològic, els càlculs econòmics que es duen a terme en el treball a partir dels projectes consultats s'han fet sempre en base al pressupost executiu (o d'execució material), de manera que no inclouen les despeses estructurals (13%), el benefici industrial (6%) ni l'Impost sobre el Valor Afegit (IVA, del 16% en el moment de realitzar l'estudi), que una vegada afegits al pressupost executiu donen com a resultat el cost final. Finalment, el tractament estadístic de les dades s'ha efectuat amb el paquet estadístic Ginkgo v.1.5.7. (De Cáceres, 2005).

3. RESULTATS

3.1. Projectes recopilats

El conjunt de projectes consultats és una mostra representativa de com es feien els projectes de restauració a finals de la dècada dels 90 del segle passat. Aleshores eren projectes molt vinculats a entitats privades i organitzacions no governamentals i normalment amb un pressupost limitat. El compromís local de molts municipis amb l'Agenda 21 ha pogut contribuir també en el desenvolupament d'alguns projectes des de l'àmbit municipal. A mesura que es va prenent consciència de la importància dels ecosistemes fluvials i a partir de l'entrada en vigor de la DMA (2000/60/CE) es diversifiquen les iniciatives encaminades a millorar l'estat ecològic dels rius. En els darrers anys, les administracions han vist en aquest tipus de projectes una via per millorar l'estat dels rius i assolir el bon estat ecològic l'any 2015.

En termes econòmics, s'han observat diferències molt destacables entre els pressupostos dels projectes consultats, que van dels 9.000 als gairebé 8 milions i mig d'euros (figura 1).

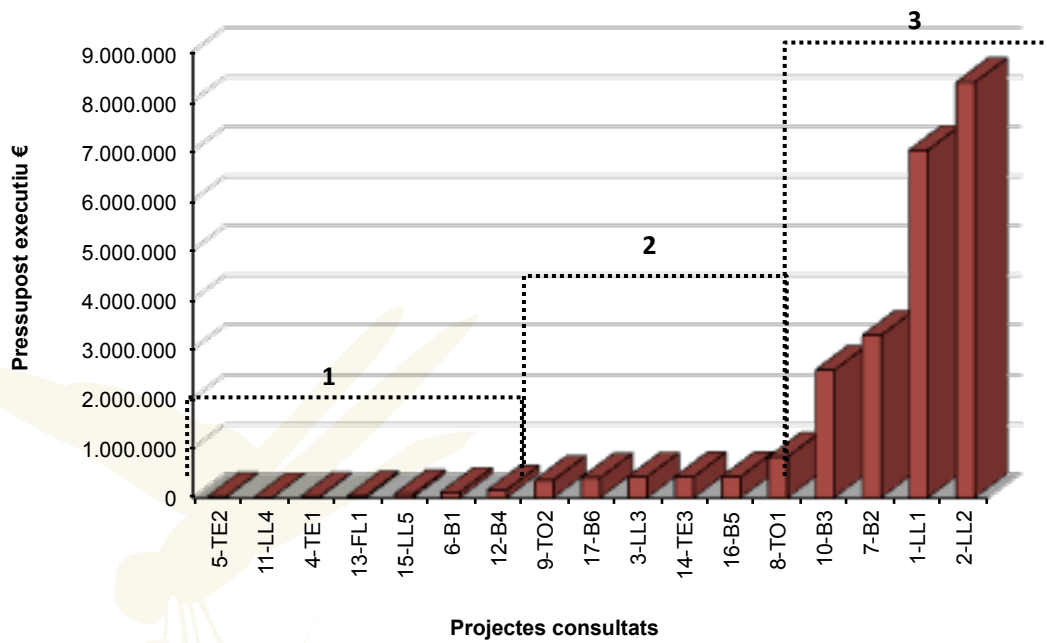


Figura 1. Pressupost executiu expressat en euros dels projectes inclosos a l'estudi, on es poden establir tres grups.

Els codis amb què apareixen els projectes al gràfic corresponen a l'ordre de consulta i a la conca a la qual pertanyen, amb una darrera xifra que indica l'ordre dins dels projectes de la mateixa conca. Els 17 projectes es troben repartits entre 5 de les conques internes de Catalunya (figura 2). El principal focus de contaminació que afecta la qualitat dels recursos hídrics de les conques internes catalanes està en el sector central de les conques internes, degut a la important pressió antròpica que sofreix la zona. Aquest fet es veu reflectit amb un major nombre de projectes en conques que han patit greus alteracions de l'estat ecològic dels rius. És el cas de la conca del Besòs i la del Llobregat, que reuneixen més del 60% dels projectes, localitzats en molts casos en zones d'influència de grans nuclis de població (Barcelona, Martorell, Sabadell, Granollers, etc.).

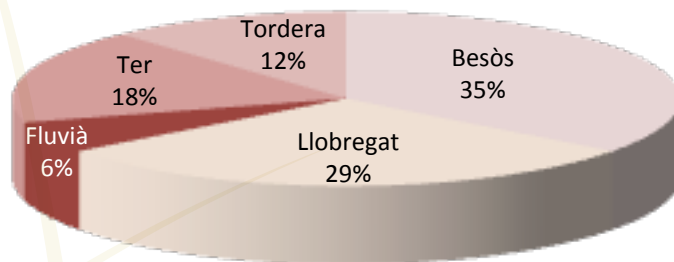


Figura 2. Distribució dels projectes per conques hidrogràfiques.

Els promotors d'aquestes iniciatives són fonamentalment administracions públiques (ajuntaments, diputacions, consorcis, etc.) si bé en alguns casos trobem projectes impulsats per organitzacions no governamentals o fundacions privades. Les orientacions dels projectes són diverses, però distingim aquells més sectorials, que es centren en una part concreta de l'ecosistema (per exemple, el bosc de ribera), d'aquells més globals, on tot l'ecosistema és objectiu de la restauració. En particular, s'ha observat que un dels objectius més habituals a Catalunya és la lluita contra les espècies invasores i entre aquestes, la que es troba més estesa als cursos fluvials catalans és la canya (*Arundo donax*),

i que per combatre-la es duen a terme actuacions diverses i a diferent escala (Puértolas *et al.* 2010).

3.2. El protocol APR

La nostra aproximació parteix d'una banda de l'experiència en la diagnosi ambiental dels rius que es va sintetitzar en un llibre (Prat, Puértolas & Rieradevall, 2008), i de l'altra de la necessitat d'establir un sistema que incorpori tant la vessant més ecosistèmica com la socioeconòmica. El seu disseny s'ha dut a terme a partir de les diferents parts i accions que en general hom espera trobar en un projecte de restauració fluvial (figura 3).

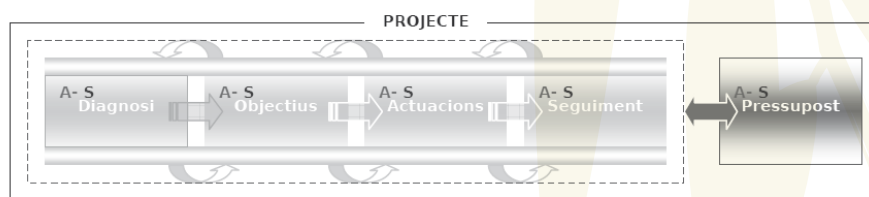


Figura 3. Esquema dels apartats d'un projecte i les relacions entre ells sobre la que es desenvolupa el protocol APR.

El plantejament comença considerant que és necessari un ordre seqüencial entre les parts del projecte. Aquest ha de basar-se en una diagnosi ben elaborada que detecti no només els impactes sobre els diferents compartiments de l'ecosistema fluvial sinó també (si es coneixen) les causes o els processos que els han provocat. Així mateix, cal incloure-hi la diagnosi dels aspectes socials que permetin entendre la relació entre la població local i l'ecosistema a diferents escales de temps i d'espai. Aquesta dualitat ha de mantenir-se durant totes les parts del projecte. Els objectius, tot i existir ja de partida, han d'imbuir-se de les conclusions de la diagnosi; a més, s'han de plantejar preveient-ne la posterior valoració del compliment assolit. Les actuacions han d'estar en concordança amb allò que hom espera aconseguir, i considerar de quina manera vol aconseguir-se aprofitant les potencialitats del cas (per exemple, la disponibilitat pressupostària vs. El termini de resposta). Finalment, el Pla de Seguiment s'ha d'entendre com una part fonamental per tal de validar tots els passos duts a terme i per a proporcionar una valuosa informació de cara a futures intervencions, que ha de contenir objectius concrets i una planificació sobre un seguit d'indicadors mesurables. Finalment, el pressupost és un element condicionant del projecte des del seu inici, que s'ha volgut valorar també en termes de contingut i ajustament a la resta d'apartats; en termes absoluts se'n comentaran les implicacions però es pot valorar específicament en aquesta primera versió, ja que en pocs dels projectes s'especifica de manera suficient com s'inverteixen els diners en funció del tipus d'actuació.

L'APR s'ha estructurat en 5 apartats, dividits cadascun d'ells en dos subapartats que en valoren els aspectes ambientals (A) i socioeconòmics (S) respectivament. Això ha permès dur a terme l'avaluació independent dels aspectes relatius al medi ambient (tot i que el medi ambient pot incloure l'activitat humana, en aquest cas s'ha considerat que ambiental fa referència concretament als diversos aspectes tècnics de l'anàlisi de l'ecosistema fluvial) i dels que fan referència a les qüestions antròpiques. Ambdós s'han considerat els principals pilars sobre els quals es fonamenta la gestió dels ecosistemes, de manera que considerant-los separadament es pretén aconseguir una idea objectiva de l'orientació de cada projecte. Emplenant les diverses fitxes en les quals es van desgranant els apartats, es va obtenint la puntuació, fins arribar als 500 punts per a cadascun dels subapartats ambiental i socioeconòmic.

Com a exemple, l'apartat de diagnosi pretén avaluar si el projecte ha dut a terme un estudi previ acurat de l'estat del riu i el seu entorn, fet de vital importància en qualsevol àmbit de la gestió dels ecosistemes. S'ha trobat d'especial rellevància en el context dels projectes de millora dels espais fluvials, ja que des d'un punt de vista lògic qualsevol objectiu o actuació posterior ha de basar-se en un ampli coneixement previ que ha de quedar recollit en el projecte. Per exemple, de vegades determinats organismes són sovint l'objectiu dels esforços de restauració, posant de manifest les necessitats de conèixer la seva autoecologia i els seus requeriments (Lake *et al.* 2007). Per aquest motiu, es tracta d'un dels apartats més extensos del protocol, on s'ha intentat recollir els principals elements de diagnosi ambiental i socioeconòmica. Cal tenir en compte que amb la DMA els sistemes de diagnosi de l'estat ecològic estan progressant molt i per tant hi ha moltes eines a disposició dels gestors per poder realitzar bé la diagnosi dels diversos components dels espais fluvials (per exemple, protocols BIORI (ACA 2006a), HIDRI (ACA 2006b) o ECOZO (ACA 2006c)).

Els subapartats estan alhora subdividits, de manera que es pugui ser com més objectiu millor amb les eines de diagnosi utilitzades i en la comparació entre projectes. Les fitxes que desenvolupen aquestes subdivisions presenten 3 nivells d'esforç (a banda del nivell 0, per a quan no s'ha utilitzat en el projecte un determinat element de diagnosi) que valoren la tasca de revisió bibliogràfica i de treball de camp realitzat en cada cas.

Els resultats finals de l'aplicació del protocol s'han dividit en 4 rangs de qualitat, segons les puntuacions obtingudes en cada apartat, per tal d'establir categories (insuficient, mínim, òptim i excel·lent) que facilitin l'anàlisi dels resultats.

Tot aquest procediment s'ha implementat a través d'un software que en simplifica la utilització.

3.3 Aplicació pilot als projectes analitzats

Explorant les puntuacions obtingudes pels projectes (taula 1), d'entre aquells que comptaven amb un major pressupost (veure figura 1), només un s'adequa completament als requeriments del nostre protocol (7-B2). Aquest projecte presentava una gran concreció en el seu disseny i podria ser considerat com un projecte de restauració en sentit més ampli. Els altres dos projectes que en teoria tenien més probabilitats de aconseguir bones puntuacions (1-LL1 i 2-LL2) eren els millor dotats pressupostàriament. Malgrat aquest fet, obtenen puntuacions baixes, donades les seves mancances en diagnosi, l'ambigüitat dels seus objectius i unes actuacions més encaminades a l'artificialització que no pas a la millora ecològica del riu. En la segona categoria (pressupostos executius entre els 350.000 i els 800.000€), podem observar un projecte (17-B6) que havent desenvolupat una bona diagnosi, i encara que no presentava objectius gaire específics, tenia una bona planificació de les actuacions a desenvolupar i per tant exemplifica el tipus de projectes que obtenen puntuacions intermèdies. Finalment, en la categoria dels projectes amb un menor pressupost, trobem que el projecte 11-LL4 té una puntuació intermèdia-alta. Partint d'una diagnosi suficientment desenvolupada planteja un disseny clar de les actuacions a desenvolupar, amb mesures alhora senzilles i poc costoses.

Taula 1. Puntuacions dels apartats del protocol APR als 17 projectes analitzats a Catalunya, on E i S corresponen a les puntuacions ambientals i socioeconòmiques respectivament per cadascun dels apartats: Diagnosi, Objectius, Actuacions i Seguiment. La puntuació màxima que es pot obtenir són 100 punts en cada cel·la i 400 a la columna TOTAL, que és el sumatori de les quatre seccions principals del protocol. El protocol executiu indica el grup pressupostari de cada projecte en relació a la Figura 1.

Codi	Diagnosi		Objectius		Accions		Avaluació		TOTAL		Pressupost executiu
	E	S	E	S	E	E	S	S	E	S	
1-LL1	52	28	16	10	30	20	18	0	116	58	3
2-LL2	58	0	4	4	40	10	18	0	120	14	3
3-LL3	50	52	22	13	30	10	18	9	120	84	2
4-TE1	20	24	15	20	30	40	9	0	74	84	1
5-TE2	20	12	11	15	20	55	24	0	75	82	1
6-B1	18	12	9	0	25	10	18	0	70	22	1
7-B2	100	80	87	95	100	100	33	27	320	302	3
8-TO1	12	12	5	2	40	10	18	0	75	24	3
9-TO2	50	4	14	25	40	25	0	0	104	54	2
10-B3	66	52	33	3	60	40	18	0	177	95	3
11-LL4	42	44	21	15	70	30	44	3	177	92	1
12-B4	36	0	23	6	50	25	0	0	109	31	1
13-FL1	6	12	17	9	20	5	9	0	52	26	1
14-TE3	28	12	9	0	20	10	18	0	75	22	2
15-LL5	26	24	12	6	40	40	18	0	96	70	1
16-B5	18	4	10	13	20	40	9	0	57	57	2
17-B6	82	60	37	32	90	100	33	18	242	210	2

Els resultats indiquen que existeix una desvinculació entre un pressupost elevat i una bona puntuació al protocol, i que, per tant, dur a terme una bona recuperació fluvial en molts casos no és només qüestió de disposar d'un finançament elevat.

S'observa en general que les actuacions d'integritat biològica (IB) per a l'àmbit de la vegetació són omnipresents, mentre que les destinades a la fauna apareixen de manera esporàdica. Pel que fa a la integritat hidrogeomorfològica, hi ha certa tendència a incidir sobre les riberes, amb actuacions generalment d'estabilització dels marges utilitzant tècniques de més o menys esforç. Les actuacions de millora de la qualitat de l'aigua són escasses i generalment es refereixen a la creació de zones d'aiguamoll o basses amb espècies d'helòfits que afavoreixin la retirada de nutrients i l'augment de la capacitat d'autodepuració. Les actuacions de paisatge també són bastant freqüents, ja sigui en la seva vessant de gestió (amb un gran nombre d'actuacions de neteja dels espais) o en la d'actuacions més destinades a altres unitats del paisatge o a la integració paisatgística d'infraestructures (amb diverses iniciatives d'apantallament utilitzant vegetació).

Les activitats de lleure són més abundants que les d'educació ambiental, incloent les primeres les adequacions de camins i senders que només s'han considerat en el segon grup quan anaven acompanyades de continguts educatius. Així, és especialment remarcable la vessant d'actuació creant accessos al riu del projecte 2- LL2 en l'apartat pressupostari, que suposa un percentatge molt més important que les partides destinades a plantacions, per exemple, quan en canvi les actuacions que proposava eren de caire més ambientalista.

En general, els projectes consultats presenten mancances importants a nivell de seguiment. Aquest és l'apartat que ha obtingut en general una menor puntuació.

4. CONCLUSIONS

A la pràctica utilitzem el terme restauració com un gran paraigua sota el qual tenen cabuda les iniciatives que tenen una tendència en la intervenció sobre els espais fluvials diferent a la vessant hidràulica, habitual en els projectes fins fa molt poc. Sovint, s'observa un salt notable entre la filosofia i els objectius de molts dels projectes que s'executen arreu i les actuacions realitzades.

D'altra banda, cal trobar un equilibri entre les consideracions ecològiques, les socials i les econòmiques en els projectes de rehabilitació, per tal de legitimar-los. S'ha de fer notar que sovint es destinen grans inversions en projectes que tenen uns objectius centrats sobretot en la construcció d'infraestructures però que no duen a terme cap exercici de diagnosi socioeconòmica per conèixer les preferències i interessos dels diferents agents implicats.

Cal revisar les prioritats i també reflexionar entorn de la resposta i el marge que deixem per al dinamisme i la naturalitat dels nostres rius, ja que si planifiquem actuacions que de la nit al dia canviïn el panorama fluvial degradat al llarg de molts anys, perdem una oportunitat de deixar que el riu decideixi i evolucioni per si mateix. Aquesta evolució, que sens dubte serà inevitable a llarg termini, pot ser contrària a les actuacions que haguem aplicat d'una manera tant intensa i costosa en termes econòmics. En molts casos és evidentment necessari actuar per canviar alguns aspectes del riu de bon començament, però si el riu ha arribat fins on és ara afectat per uns processos determinats per l'acció de l'home, hauria de ser capaç de recuperar un estat determinat (que nosaltres fixem en els objectius) amb la mínima intervenció possible.

La cooperació estreta entre professionals, diferents organismes que fan actuacions en els rius i científics seria beneficiosa, però la majoria de projectes de restauració es duen a terme amb poca o gens participació científica o dels postulats que aquests proposen en els seus treballs, molt sovint ignorats pels gestors i els ens actuants en els projectes de restauració. No s'ha de perdre de vista el fet que la restauració amb èxit requereix la participació interdisciplinària de gestors del territori, polítics, científics i educadors.

Pel que fa a la interpretació dels resultats en un marc general, creiem que el protocol és exhaustiu i per tant està més aviat orientat a projectes que disposin d'un cert nivell de finançament que permeti assumir els costos d'una bona anàlisi. Ara bé, també s'ha posat de manifest amb els bons resultats obtinguts per part de projectes amb pressupost menor que dissenyar un projecte bo sovint és una qüestió més aviat de voluntat, rigor i aprofitament de les fonts a l'abast.

Finalment, els projectes de restauració han de tenir un bon programa de seguiment per valorar quan la restauració ha estat efectiva i permetre una gestió adaptada incorpori les lliçons apreses, ja que tot el conjunt és fruit i s'alimenta de l'aprenentatge. Aquesta vessant de seguiment serà explorada en un altre treball de recerca dels autors d'aquest treball.

5. AGRAÏMENTS

Els autors agraeixen la col·laboració de l'Agència Catalana de l'Aigua i les diverses empreses que ens han facilitat la informació del projectes participants en l'estudi. En relació a l'aplicació informàtica del protocol, agraiem especialment el suport i la diligència d'en Toni Hernández. Agraiem la participació de la resta dels membres del grup de recerca *Freshwater Ecology and Management* (F.E.M.) del Departament d'Ecologia de la Universitat de Barcelona. Aquesta recerca ha comptat amb el suport del programa de Formació del Professorat Universitari (FPU) del Ministeri d'Educació i Ciència espanyol. Finalment, agraiem a en Marc Ordeix i als altres membres del projecte RICOVER la possibilitat d'haver format part d'aquesta publicació.

6. BIBLIOGRAFIA

- ACA. 2006a. BIORI: *Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius*. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- ACA. 2006b. HIDRI: *Protocol d'avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius*. Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.
- ACA. 2006c. ECOZO: *Protocol d'avaluació de l'estat ecològic de les zones humides*. Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya.
- BERNHARDT, E. S., PALMER, M. A., ALLAN, J. D., ALEXANDER, G., BARNAS, K., BROOKS, S., CARR, J., CLAYTON, S., DAHM, C., FOLLSTAD-SHAH, J., GALAT, D., GLOSS, S., GOODWIN, P., HART, D., HASSETT, B., JENKINSON, R., KATZ, S., KONDOLF, G. M., LAKE, P. S., LAVE, R., MEYER, J. L., O'DONNELL, T. K., PAGANO, L., POWELL, B. & SUDDUTH, E. 2005. Restoration of U.S. rivers: A national synthesis. *Science* 308: 636-637.
- COVICH, A. P., EWEL, K. C., HALL, R. O., GILLER, P. S., GOEDKOOP, W. & MERRITT, D. M. 2004. Ecosystem services provided by freshwater benthos. *Sustaining Biodiversity and Ecosystem Services in Soils and Sediments* (ed. D.H. Wall), pp. 45 -72. SCOPE Series No. 64. Island Press, Washington, DC.
- DE CÁCERES, M. 2005. *Ginkgo user's manual v 1.4*. Departament de Biologia Vegetal. Unitat de Botànica. Universitat de Barcelona.
- EC. 2000. *DIRECTIVA 2000/60/CE del Parlament Europeu i del Consell de 23 d'octubre de 2000 per la qual s'estableix un marc comunitari d'actuació en l'àmbit de la política d'aigües* (DO L 327 de 22.12.2000, p.1)
- GILLER, P. S. 2005. River restoration: seeking ecological standards. *Journal of Applied Ecology*, 39, 201-207.
- JANSSON, R. R., N. & MALMQVIST, B. 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology*, 52(4): 589- 596.
- LAKE, P. S.; BOND, N. & REICH, P. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52: 597-615.

- PALMER M. A. BERNHARDT, E. S.; ALLAN, J. D.; LAKE, P. S.; ALEXANDER, G.; BROOKS, S.; CARR, J.; CLAYTON, S.; DAHM, C. N.; FOLLSTAD-SHAH, J.; GALAT, D. L.; LOSS, S. G.; GOODWIN, P.; HART, D. D.; HASSET, B.; JENKINSON, R.; KONDOLF, G. M.; LAVE, R.; MEYER, J. L.; O'DONNELL, T. K.; PAGANO, L. & SUDDUTH, E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology*, 42:208-217.
- PALMER, M. A. & ALLAN, J. D. 2006. Policy recommendations to enhance effectiveness of river restoration. *Issues in Science and Technology*, 22: 40-48.
- POFF, N. L., ALLAN, J. D. BAIN, M. B., KARR, J. R., PRESTEGAARD, K. L., RICHTER, B., SPARKS, R. & STROMBERG, J. 1997. The natural flow regime. *BioScience*, 47(11): 769-784.
- POSTEL, S. & RICHTER, B. D. 2003. *Rivers for life : Managing water for people and nature*. Washington, d.c. Island Press. London,
- PRAT, N., PUÉRTOLAS, L. & RIERADEVALL, M.. 2008. *Els espais fluvials. Manual de diagnosi ambiental*. Àrea de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona. Barcelona. 117 pp.
- PUÉRTOLAS, L. 2007. *La restauració fluvial a Catalunya: Estudi comparatiu i proposta d'un protocol d'avaluació de projectes*. Director: Narcís Prat. Barcelona: Universitat de Barcelona. Departament d'Ecologia. Treball per a l'obtenció del Diploma d'Estudis Avançats en Ecologia Fonamental i Aplicada.
- PUÉRTOLAS, L., DAMÁSIO, J., BARATA, C., SOARES, A. M. V. M. & PRAT, N. 2010. Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (*Arundo donax*) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem. *Environmental Research*, 110(6):556-564.