

RICOVER (SOE1/P2/P248)

Projecte de Restauració de rius del SUDOE europeu.

Metodologies de caracterització i avaluació de l'estat ecològic i la biodiversitat per a la restauració fluvial.

Anys 2009-2010

12 de desembre de 2010



MUSEU INDUSTRIAL DEL TER
MUSEU DE LA CIÈNCIA I DE LA TÈCNICA DE CATALUNYA
Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis



Equip redactor

- Marc Ordeix
Llicenciat en Biologia. Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu Industrial del Ter (CERM)¹
- Jordi Camprodon
Doctor en Biologia. Àrea de Biodiversitat. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC)²
- Ana Isabel da Silva Mendes
Licenciada em Biologia, Instituto Superior de Agronomia³
- David Guixé
Llicenciat en Biologia. Àrea de Biodiversitat. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya (CTFC)²
- Laia Jiménez
Llicenciada en Biologia. Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu Industrial del Ter (CERM)¹
- Francesc Llach
Llicenciat en Biologia. Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis – Museu Industrial del Ter (CERM)¹
- Ana Rita Barroso
Licenciada em Engenharia Biofisica, Instituto Superior de Agronomia³
- André de Moraes Dorotêa Fabião
Licenciado em Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia³

¹ Passeig del Ter s/n. 08560 Manlleu, Catalonia. Tel. (+34) 93 851 51 76
(marc.ordeix@mitmanlleu.org)

² Carretera de Sant Llorenç, km 2. 25280 Solsona, Catalonia. Tel. (+34) 973 48 17 52
(jordi.camprodon@ctfc.cat)

³ Pavilhão Florestal, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa (Portugal). Tel. (+351) 213 65 31 00 (aismendes@isa.utl.pt)

- António Albuquerque
Licenciado em Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia ³
- António Manuel Dorotêa Fabião
Doutor em Engenharia Florestal, Professor Associado com Agregação, Instituto Superior de Agronomia ³
- Carla Maria Faria e Silva
Licenciada em Engenharia Florestal, Instituto Superior de Agronomia ³
- Maria Helena R. N. Ribeiro de Almeida
Doutorada em Engenharia Florestal, Professora Associada, Instituto Superior de Agronomia ³
- Maria Teresa da Cunha Cardoso Ferreira
Doutorada em Engenharia Florestal, Professora Associada com Agregação, Instituto Superior de Agronomia ³
- Jerónimo Carrascal Tirado
Dirección General de Evaluación y Calidad Ambiental, Junta de Extremadura ⁴

⁴ Paseo de Roma, s/n, módulo A, planta segunda (edificio Morería). 06800 Mérida (Extremadura, España). Tel. (+34) 924 00 45 98 (jeronimo.carrascal@juntaextremadura.net)

Índex

Equip redactor	1
1. Introducció	6
2. Àrees d'estudi i metodologies aplicades	8
3. Indicadors d'estat ecològic i de seguiment de la biodiversitat	17
3.1. Qualitat biològica i biodiversitat	17
3.1.1. Fitobentos – Diatomees	17
3.1.2. Macròfits	18
3.1.3. Flora – Índexs de Vegetació Ripària (IVR) i de Vegetació Fluvial (IVF) ...	19
3.1.4. Macroinvertebrats aquàtics	20
3.1.5. Peixos	22
3.1.6. Amfibis	24
3.1.7. Ocells	25
3.1.8. Quiròpters	27
3.1.9. Petits mamífers	28
3.1.10. Grans mamífers	29
3.2. Qualitat hidromorfològica	30
3.2.1. Caracterització de la morfologia fluvial	30
3.2.2. Tipologia de la riba	33
3.2.3. Índex de Connectivitat Fluvial (ICF)	33
3.2.4. Estimació del cabal	34
3.2.5. Índex de l'Hàbitat Fluvial (IHF)	34
3.2.6. River Habitat Survey (RHS)	35
3.2.7. Qualitat del bosc de ribera (QBR)	36
3.2.8. Inventaris forestals	37
3.2.9. Índex KT	38
3.2.10. Supervivència d'esqueixos i plançons / èxit control de vegetació exòtica	39
3.2.11. Aplicació del Protocol de seguiment d'acords de custòdia	39
3.3. Qualitat fisicoquímica	40
3.3.1. Paràmetres bàsics	40
3.3.2. Índex de qualitat de l'aigua per a la vida piscícola (IP)	40
4. Bibliografia	42

Introducció

L'estat ecològic és un concepte administratiu que té en compte la naturalesa fisicoquímica de l'aigua i els sediments, les característiques del flux de l'aigua i l'estructura física de la massa d'aigua, però es centra en la condició dels elements biològics de l'ecosistema. L'estat ecològic és un element essencial en la gestió dels rius, un reflex de la qualitat de l'aigua i el medi obtinguda de manera integrada a partir de l'observació i el mostreig d'elements biològics, hidromorfològics i fisicoquímics. A proposta de la legislació europea, concretament de la Directiva marc de l'aigua (DOCE 22/12/2000; EC, 2000), i incloent-hi especialment les seves riberes, per a aquesta avaluació es fan servir diversos indicadors (figura 1).

El bon estat ecològic és aquell en què les comunitats biològiques són iguals o molt properes a les que es trobarien en condicions inalterades (estat de referència). Igualment, les condicions fisicoquímiques i hidromorfològiques han de permetre el desenvolupament correcte d'aquestes comunitats.

Els boscos de ribera, un dels sistemes naturals més diversos i ecològicament més dinàmics i rellevants, alhora, són en general un dels ambients més degradats arreu d'Europa, sobretot a les regions més desenvolupades i poblades. Per aquestes raons, moltes hàbitats de ribera s'han declarat hàbitats d'interès i de conservació prioritària en l'àmbit comunitari en base a la Directiva hàbitats (92/43/CEE i 97/62/CE). La conservació i la restauració fluvials, doncs, també són també un requeriment de la Directiva hàbitats, que preveu la preservació de determinats grups florístics i faunístics aquàtics i de ribera, actualment amb el suport d'altres regulacions europees, com el Pla europeu de recuperació de l'anguila (Reg. 1100/2007; EC, 2007), o les diverses lleis estatals (com la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, per a l'Estat Espanyol) i nacionals de conservació de la biodiversitat (el seu traspàs a la legislació de Catalunya és en tràmit).

La determinació de l'estat ecològic s'ha basat sobretot en els protocols d'avaluació de la qualitat biològica dels rius (BIORI, Agència Catalana de l'Aigua, 2006a) i de la qualitat hidromorfològica dels rius (Bain & Stevenson, 1999; Hauer & Lamberti, 2006; HIDRI, Agència Catalana de l'Aigua, 2006b). El procediment bàsic de mostreig i anàlisi de les dades es pot consultar a les pàgines web de l'Àrea de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona (<http://www.diba.es/mediambient/quri.asp>), xarxa Ecostrimed (<http://www.ecostrimed.net>) i l'Agència Catalana de l'Aigua (<http://mediambient.gencat.net/aca/ca//planificacio/directiva/protocols.jsp>). De manera sintètica i molt aclaridora, també es mostra al manual de diagnosi ambiental dels espais fluvials (Prat i altres, 2008).

Per a l'obtenció i tractament de dades de biodiversitat dels diversos trams fluvials s'han escollit diversos grups florístics i faunístics representatius (macroinvertebrats aquàtics, peixos, amfibis, ocells, quiròpters, petits mamífers i grans mamífers). Tot i que bona part de la bibliografia referent als diversos grups faunístics ja ha estat aplegada prèviament per diversos autors (Boada *et al.*, 2008; Elosegui & Sabater, 2009), als apartats corresponents també es descriu l'específica d'estudi de cada grup.

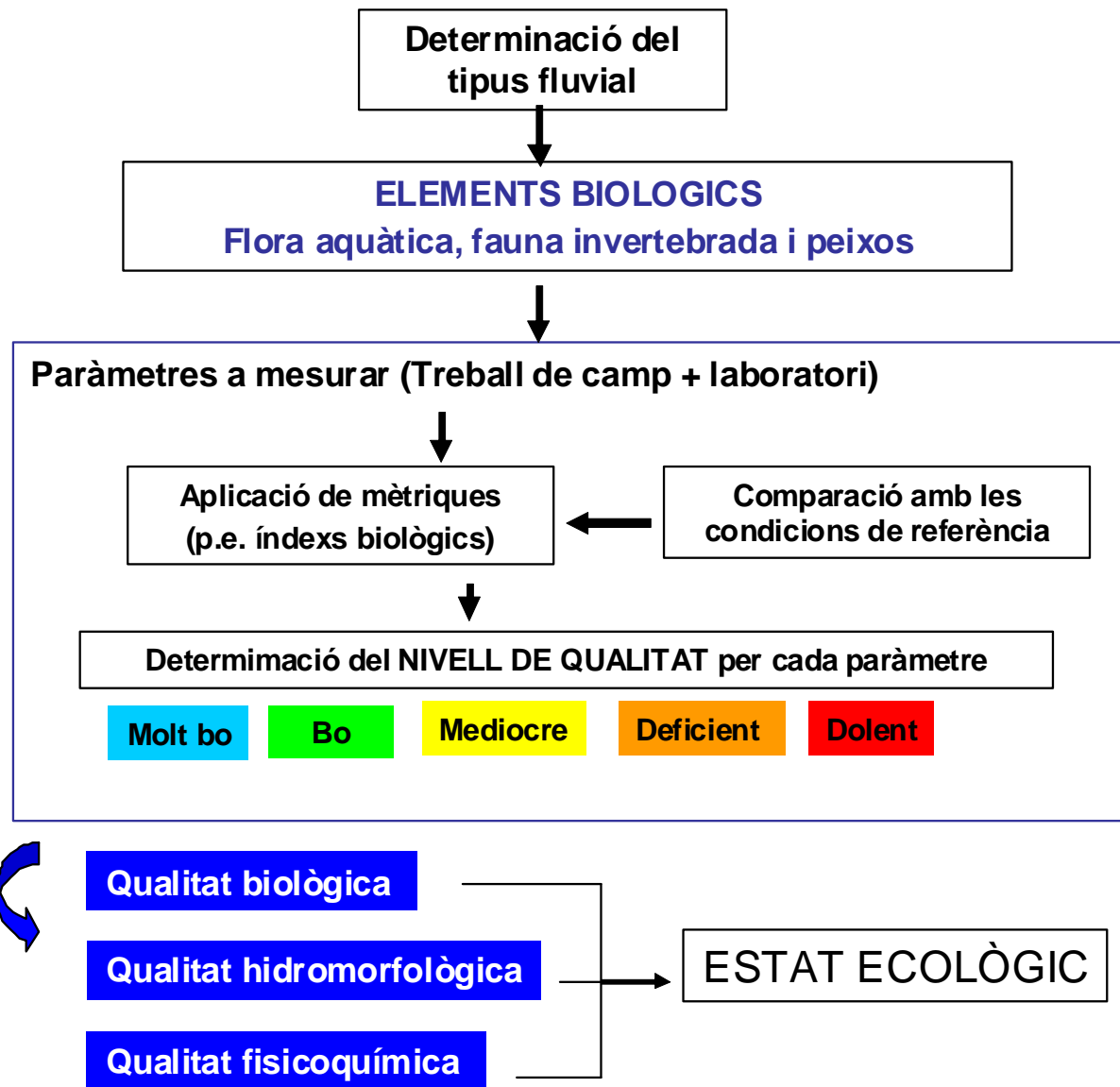


Figura 1. Pautes per a la determinació de l'estat ecològic segons el protocol BIORI, d'avaluació de la qualitat de biològica dels rius. Font: Adaptat de l'Agència Catalana de l'Aigua (2006a).

1. Àrees d'estudi i metodologies aplicades

2.1. Riu Ter a la comarca d'Osona (Catalunya, nord-est de la península Iberica).

Descripció general de l'àrea d'estudi

L'estudi es porta a terme en un tram del riu Ter al seu pas per la comarca d'Osona (Catalunya, nord-est de la península Iberica): des de la població de Manlleu (meandre del Gelabert) fins a la d'Orís (meandre de l'Espona), passant pels municipis de les Masies de Voltregà, Torelló i Sant Vicenç de Torelló (figura 2).

Dels 66 punts de mostreig escollits, la meitat pretén correspondre a sectors amb un bosc de ribera relativament ben conservat (estructuralment parlant) i l'altra meitat a un bosc de ribera relativament degradat, tot i que s'observa un rang extens de situacions intermèdies. El tram lineal de riu estudiat abraça uns 25 km i la superfície de l'espai fluvial mostrejat equival a unes 500 hectàrees.

Els punts i subsectors seleccionats no es poden considerar en cap cas punts de referència: a tots s'observa algun tipus de perturbació o degradació de l'hàbitat. La pressió humana hi és moderada tot i que en graus diferents. Per exemple, bona part dels punts de mostreig es troben afectats d'alguna manera per activitats agràries, fonts de contaminació difusa importants, i l'abocament d'aigües residuals urbanes i industrials depurades. Alguns estan situats en àrees urbanes i, per tant, presenten alteracions morfològiques evidents, per invasió de la ribera per usos urbans, per exemple. I a tot el conjunt del tram estudiat són freqüents les captacions d'aigua i les alteracions hidrològiques per causa de la presència de rescloses, que modifiquen la morfologia de la llera i les riberes i el règim de cabal natural.

Al seu tram mitjà-alt, el Ter presenta una estacionalitat marcada i un comportament bimodal propi dels rius mediterranis amb règim nivoplúvial. A la primavera hi ha aportacions d'aigua importants procedents dels desglaç. A l'estiu, el cabal normalment disminueix de manera considerable. Les aportacions pirinenques fan que, tot i les oscil·lacions notables, generalment el seu tram mitjà-alt, teòricament, no arribi mai a eixugar-se del tot. Ara bé, en algunes èpoques, de vegades només una part del dia, l'aigua no corre: el cabal, escàs, s'acumula a les rescloses i canals en la seva pràctica totalitat..

El cabal mitjà del Ter a la zona d'estudi és de 16,21 m³/s, tot i que mostra una gran variabilitat interanual: anys extremadament humits (32,66 m³/s el 1976-77) i anys extremadament eixuts (4,24 m³/s el 1999-00) (dades de l'Agència Catalana de l'Aigua corresponents a l'estació d'aforament de Roda de Ter entre els anys 1927 i 2006). La variabilitat també és intraanual: d'octubre a març, oscil·la entre 18,56 m³/s (desembre) i 13,26 m³/s (febrer); els mesos d'abril i maig porta de mitjana 18,42 m³/s i 24,38 m³/s, respectivament; el juny, 22,96 m³/s; i el juliol, agost i setembre, 12,71 m³/s, 9,82 m³/s i 12,13 m³/s, respectivament. El mes més humit és, doncs, el maig i el més eixut, l'agost.

El cabal ambiental bàsic establert en aquest tram és de 3,60 m³/s, que cal respectar entre octubre i març. Els mesos d'abril i maig passa a 4,68, el juny a 3,60 i el juliol, agost i setembre a 2,88 (Agència Catalana de l'Aigua, 2005. *Pla sectorial de cabals de manteniment*).

El clima de l'àrea d'estudi està classificat com a mediterrani de muntanya mitjana, de tipus subhúmit (Clavero *et al.*, 1996), que comporta temperatures baixes a l'hivern i la condensació de la humitat en forma de boires espesses i persistents en dies anticiclònics. S'associa a una vegetació característica relacionada sobretot amb la de les terres meridionals de l'Europa mitjana definides amb l'adjectiu de submediterrànies (Bolòs, 1959).

D'altra banda, es disposa d'un bon gruix d'informació històrica de flora (Folch i Guillèn, 1986; Casas, 1995; Casas, 1996; Casas, 2002), fauna vertebrada (Baucells *et al.*, 1999) i diversos indicadors d'estat ecològic del riu (Ordeix, 1994; Ordeix & Ortiz, 2009).

Metodologies aplicades

Els anys 2009 i 2010 s'hi ha avaluat l'estat ecològic i la biodiversitat partint de l'anàlisi d'elements biològics (macroinvertebrats aquàtics, peixos, etc.), paràmetres hidromorfològics (vegetació de ribera, hàbitat fluvial, etc.) i paràmetres fisicoquímics (vegeu la taula de l'annex 1), d'un total de:

- 66 localitats de mostreig de 100 metres de longitud cadascuna, que alhora s'agrupen en
- 14 subtrams d'uns 500 metres de longitud i, finalment, en
- 1 tram de 25 km de riu.

Tots els punts i subtrams es mostregen anualment per a avaluar-ne pràcticament els mateixos paràmetres, en una sola ocasió (algun component, dues) però durant dos anys consecutius (2009 i 2010). Un objectiu és fer una aproximació de la variabilitat interanual perquè els rius mediterranis poden presentar unes diferències molt marcades pel que fa a les comunitats biològiques en un any sec o, contràriament, en un any plujós (Gasith i Resh, 1999). L'altre propòsit és que el mostreig del segon any també serveixi per avaluar els primers canvis, en un sentit o altre, a les finques on s'han efectuat diversos treballs de restauració ecològica. La intenció dels equips implicats (CTFC i CERM) és continuar efectuant aquesta avaluació regularment durant uns quants anys, sempre i quan s'aconsegueixi el finançament específic necessari o altres aliances associades a aquestes tasques.

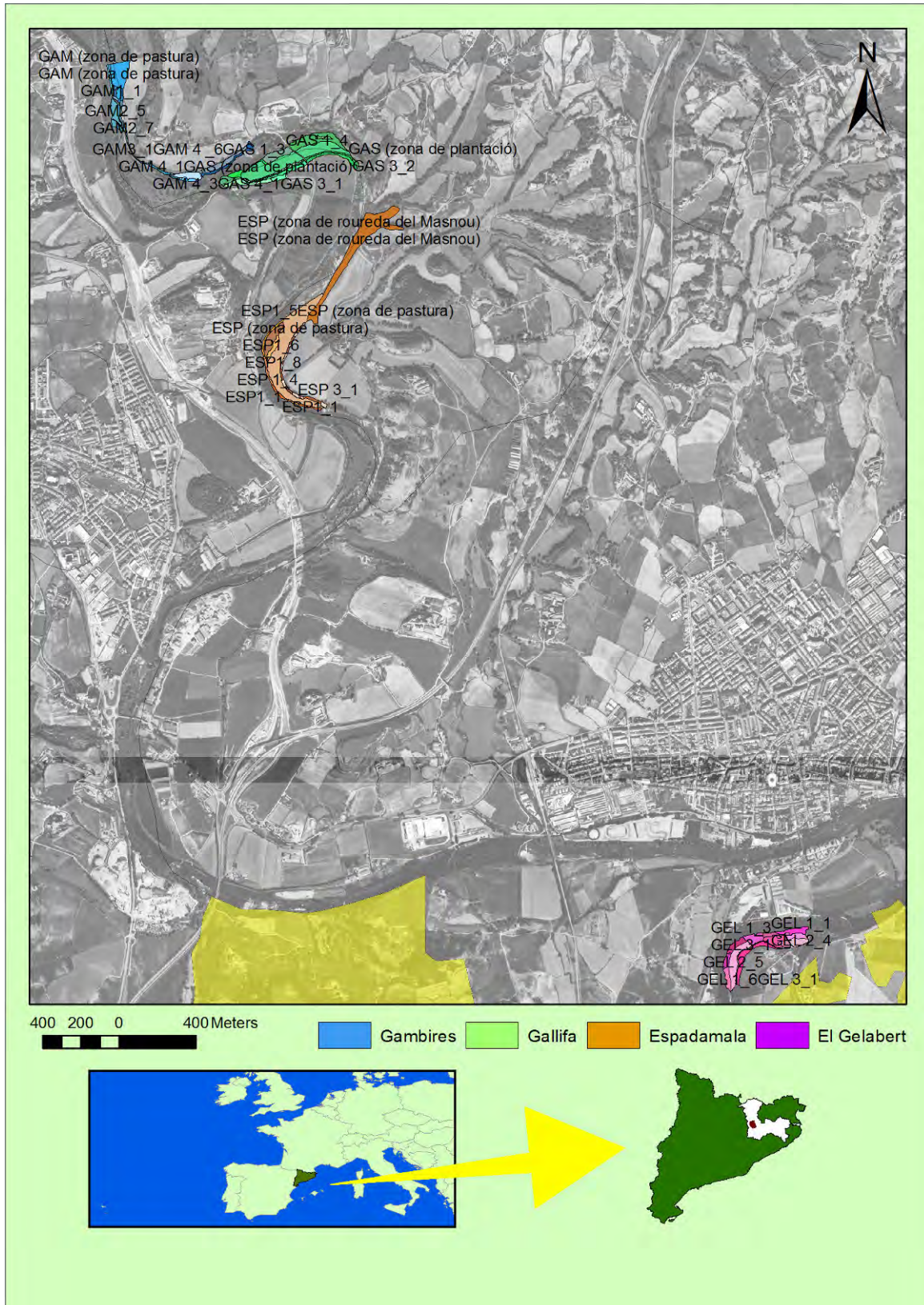


Figura 2. Localització del tram d'estudi i de les quatre principals finques on s'han fet actuacions de restauració ecològica en el marc del projecte RICOVER i els punts de mostreig corresponents. Municipis de Torelló, les Masies de Voltregà i Manlleu (Osona), conca del riu Ter, NE de Catalunya. Font: modificat a partir de l'ortofotomapa 1:50.000 de l'Institut Cartogràfic de Catalunya.

2.2. Río Guadiana (Extremadura, sud-est de la península Ibérica).

Descripció general de l'àrea d'estudi

El àmbit de estudi se circumscriu a la cuenca hidrogràfica del riu Guadiana a su pasu per la Comunitat Autònoma de Extremadura. La cuenca hidrogràfica ocupa en la regió una superfície de unos 23.400 km² (38 % aproximadament del total de la unitat territorial de drenaje), conteniendo un total de 124 masas de agua superficiales naturales (4.697 km de longitud de cauces), y 3 tipologías de ríos naturales:

- 101 – Ríos de llanuras silíceas del Tajo y Guadiana _ 2.688 km de longitud de cauces _ 57,23 % del total de masas.
- 108 – Ríos de la baja montaña mediterráneas silíceas _ 1.302 km de longitud de cauces _ 27,72 % del total de masas.
- 117 – Grandes ejes en ambiente mediterráneo _ 707 km de longitud de cauces _ 15,05 % del total de masas.

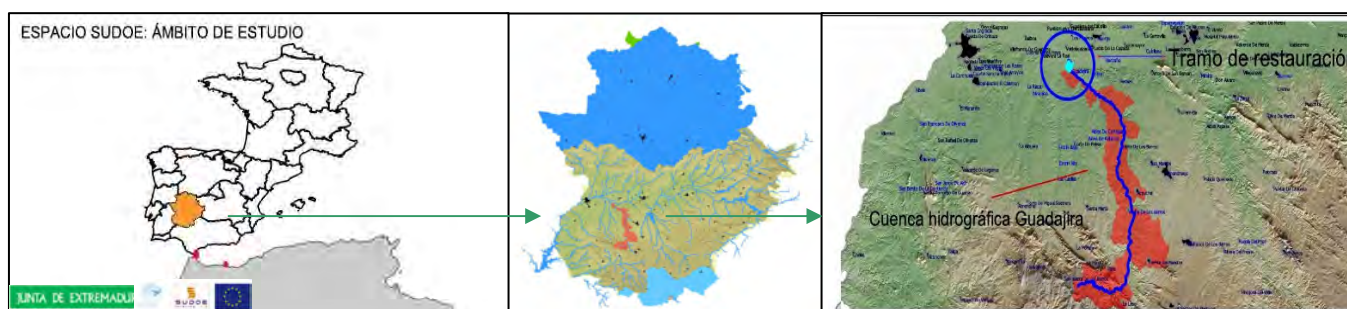


Figura 3.1: Localización de la Cuenca Hidrográfica del Guadiana y el tramo de restauración de ribera realizado en el proyecto Ricover.

Dentro de la tipología de río 101, se encuentra el río Guadajira, objeto de restauración de ribera en el proyecto Ricover y en el que se verá como ejemplo de aplicabilidad de los indicadores para proyectos de restauración.

Metodología aplicada

El objeto del estudio es analizar y seleccionar los indicadores más representativos del grado de conservación-deterioro de los ríos de la Cuenca Hidrográfica del Guadiana en Extremadura. De esta manera se contrastará con los índices que se han estado analizando hasta la fecha según la Instrucción de Planificación Hidrológica de España (IPH), así como sus valores de "condiciones de referencia" y "cambio de clase" del estado ecológico. La finalidad es examinar si representan la realidad ecológica de los ríos de la hoya hidrográfica.

Para tal fin se ha realizado previamente un estudio estadístico de todos los datos muestreados en las estaciones de control de calidad de las aguas de la Confederación Hidrográfica del Guadiana en los últimos 5 años conforme a las condiciones de referencia de la IPH, así como visitas a campo y análisis S.I.G. pertinentes para poder seleccionar los puntos de muestreo más adecuados.

Como resultado del análisis se han seleccionado:

- **Tramos como imagen objetivo:** Tramos en los que los resultados de los indicadores puedan servir para comparar la evolución hacia esas condiciones de naturalidad de los tramos fluviales que se vayan restaurando. Sin presiones hidromorfológicas y calidad biológica muy bueno, según datos IPH.

- **Tramos susceptibles de ser restaurados:** Con calidad hidromorfológica mala, deficiente o moderada y calidad biológica muy buena o buena, según IPH.

Estos puntos se muestrearán dos años seguidos (otoño 2010 y primavera 2011), en un total de 9 tramos de 200 metros de longitud, siendo el ancho del mismo la ribera:

- 3 tramos de la tipología 117, uno de imagen objetivo y dos de tramo susceptible de ser restaurado.
- 4 tramos de la tipología 101, uno de imagen objetivo y dos de tramo susceptible de ser restaurado. Uno de los tramos es en el río Gudajira (1 toma de muestras antes de la rehabilitación y otra después de la misma).
- 2 tramos de la tipología 108, uno de imagen objetivo y otro susceptible de ser restaurado.



Figura 3.2: Ubicación de los puntos de muestreo y tipología de ríos en la Cuenca hidrográfica del Guadiana.

Así pues, en estos puntos de muestreo se analizarán los indicadores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos utilizados hasta la fecha según la IPH para ver su evolución con respecto a los datos históricos de los últimos 5 años. Añadiendo a este análisis otros bioindicadores (físico-químicos; nitratos, amonio y fósforo total, hidromorfológicos; RQI, IVF, RVF y biológicos; ictiofauna y macrófitos IVAM), que examinen la correlación de la realidad ecológica de estos índices respecto a los tradicionales, tomando como valores de referencia los tramos de imagen objetivo, ya que son ejemplos de naturalidad.

La aplicabilidad del estudio es optimizar la localización de los tramos de ríos susceptibles de ser restaurados o rehabilitados en la Cuenca Hidrográfica del Guadiana o en otras cuencas de características ecológicas similares, pudiendo

catalogar de esta manera los tramos de río que responderán mejor o peor a una potencial restauración fluvial.

2.3. Ribeiras do Algarve (Portugal)

Descripció general de l'àrea d'estudi

A zona de estudo do projecto localiza-se na região do Algarve, no Sul de Portugal Continental e compreende aproximadamente cerca de 5270 km², os cursos de água em estudo abrangem uma extensão total de 1375,17 km (Figura 1). A área de estudo insere-se na região hidrográfica das Ribeiras do Algarve, integra as bacias hidrográficas dos rios e das ribeiras entre o estuário do rio Guadiana e a foz da ribeira de Seixe (RH8), e na região hidrográfica do Guadiana, onde integra a bacia hidrográfica do Guadiana (RH7) (Figura 1).

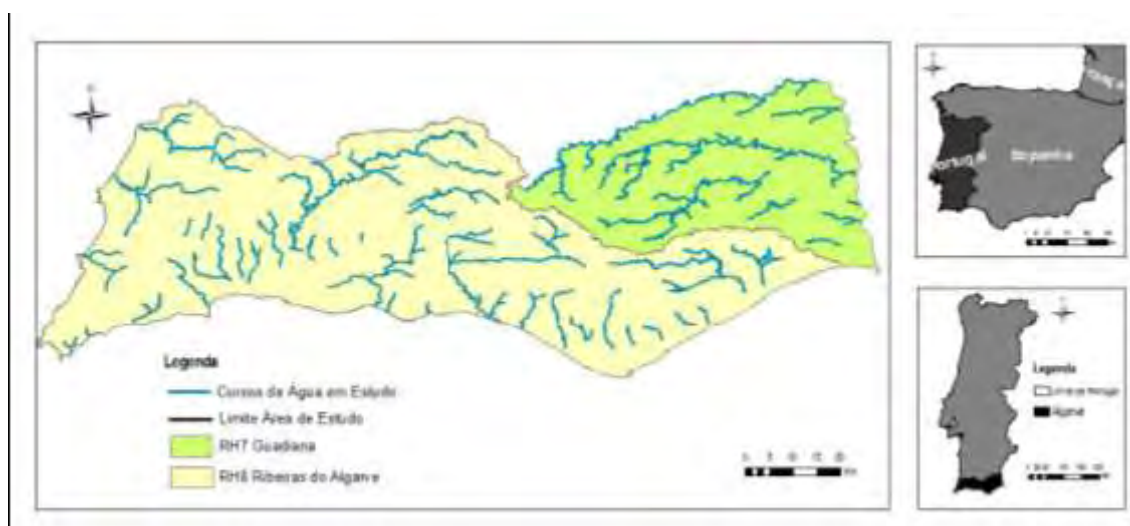


Figura 4. Enquadramento da área de estudo.

A região apresenta altitudes entre os zero e 900 m, situando-se a zona mais alta na serra de Monchique (Figura 2). É a região mais meridional de Portugal Continental, limitado a Norte pelo Baixo Alentejo, a Oeste e a Sul pelo Oceano Atlântico e a Este pelo Rio Guadiana, tem de extensão 135 km de Oeste a Este e 40 km no sentido Norte-Sul.

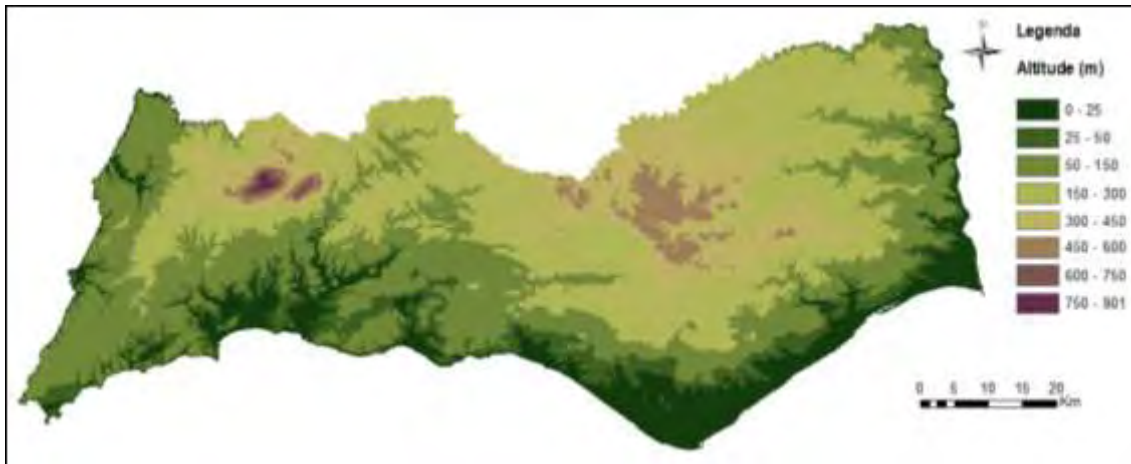


Figura 5. Representação da altitude na região do Algarve.

É uma região que se caracteriza pelo seu clima mediterrâneo, e pela existência de um semestre chuvoso que coincide com a estação fria e um semestre seco na época quente. Verificam-se nas zonas montanhosas os maiores valores de precipitação anual (Serra do Caldeirão e Monchique), nas zonas de valores mais baixos de precipitação anual observam-se junto ao litoral. A Figura 3 apresenta valores médios anuais para um período de 1931 a 1960.

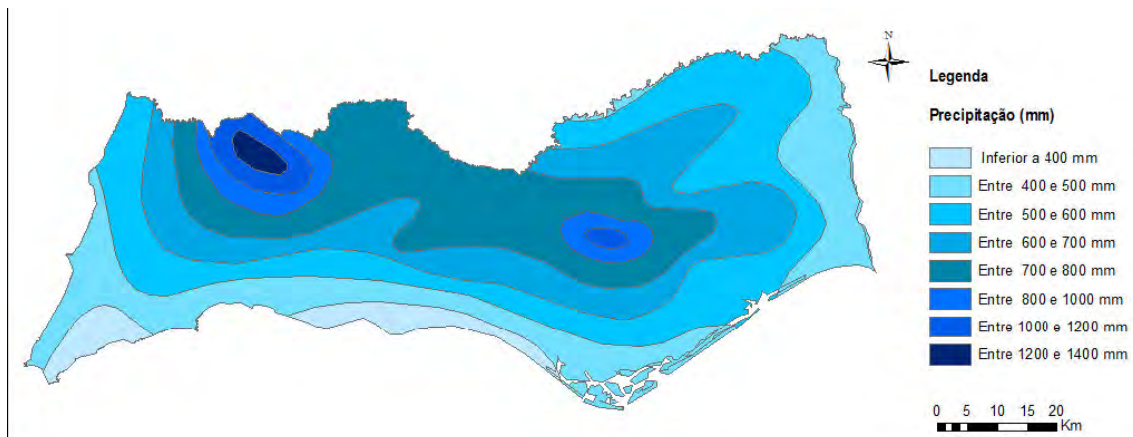


Figura 6. Precipitação média anual para a região do Algarve (Fonte: Atlas do Ambiente).

A temperatura média anual situa-se entre 17 °C, em Faro, e 15 °C, em Monchique, apresentando uma variação regular ao longo do ano, atingindo os valores menores em Janeiro e os máximos em Agosto. A amplitude térmica anual, que não é muito importante na região comparativamente a outras regiões do país, varia desde um mínimo de 6,3 °C, no Cabo de S. Vicente, até um máximo de 16,5 °C, em Ameixial. A Figura 4 apresenta valores médios anuais de temperatura para um período de 1931 a 1960.

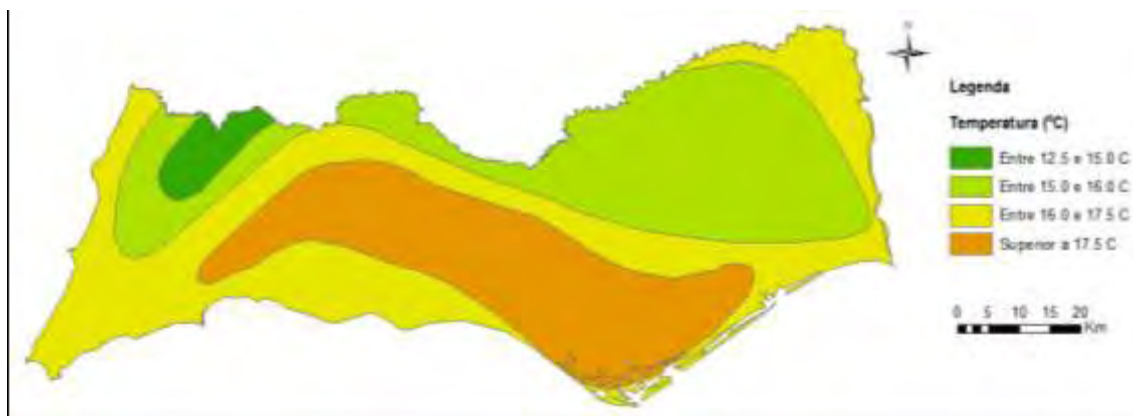


Figura 7. Temperatura média anual para a região do Algarve (Fonte: Atlas do Ambiente).

A área em estudo apresenta zonas de conservação de habitats de grande valor ecológico representados pelas Zonas Especiais de Protecção (ZEP, Directiva Aves 79/409/CEE) onde abrange cerca de 26% em toda a área (Sapais de Castro Marim, Leixão da Gaivota, Ria Formosa, Costa Sudoeste, Vale do Guadiana, caldeirão e Monchique), apresenta também Sítios de interesse comunitário da Directiva Habitats (92/43/CEE), com cerca de 34% de 4 representatividade na região (Guadiana, Costa Sudoeste, Monchique, Ria Formosa/Castro Marim, Ribeira de Quarteira, Barrocal, Arade/Odelouca, Cerro da Cabeça, Caldeirão e Ria de Alvor) (Figura 5).



Figura 8. Representação dos Sítios e Zonas de Protecção Especial (ZPE) da Rede Natura 2000 (Fonte: ICNB).

Em relação ao uso do solo de acordo com a Corine Land Cover 2006 (CLC2006) (Figura 6) a área de estudo tem uma ocupação de cerca de 3,94% para territórios artificializados onde estão incluídas classes com maior representatividade como o tecido urbano descontínuo (2%) e equipamentos desportivos de lazer e zonas históricas (1,31%). Com menor representatividade encontram-se usos como redes viárias e ferroviárias e espaços associados (0,01%) e áreas de deposição de resíduos (0,03%).

Para as áreas agrícolas e agro-florestais verifica-se uma ocupação de 40,17%, nestas áreas estão incluídas classes com maior representatividade agricultura com espaços naturais e seminaturais (12,85%) e culturas temporárias e/ou pastagens associadas

(10,10%). Apresentam menor ocupação as classes de olivais, vinhas e pastagens permanentes (0,02%, 0,27% e 0,31% respectivamente). Ainda dentro das áreas agrícolas e agro-florestais nas culturas temporárias (2,18%) destacam-se as culturas de sequeiro com 1,48% e com menor representação as culturas de regadio (0,70%).

Com mais de metade de ocupação na área de estudo observam-se as florestas e meios naturais e seminaturais (52,63%), onde com maior representatividade encontram-se classes como florestas abertas, cortes e novas plantações, vegetação esclerófila e florestas de folhosas (19,75%, 17,95% e 12,71% respectivamente). Com menor expressão incluem-se as classes de rocha nua (0,01%), vegetação herbácea natural (0,46%), florestas mistas (0,52%), praias, dunas e areias (0,54%) e florestas de resinosas (0,69%).

As zonas húmidas apresentam no seu total cerca de 2,18%, onde se podem encontrar ocupações como sapais (1,55%), salinas e aquicultura litoral (0,45%) e zonas entre-marés (0,19%). Os corpos de água representam na área de estudo no seu total cerca de 1,08%, onde estão incluídas classes como lagoas costeiras (0,43%), planos de água (0,34%) e cursos de água (0,11%).

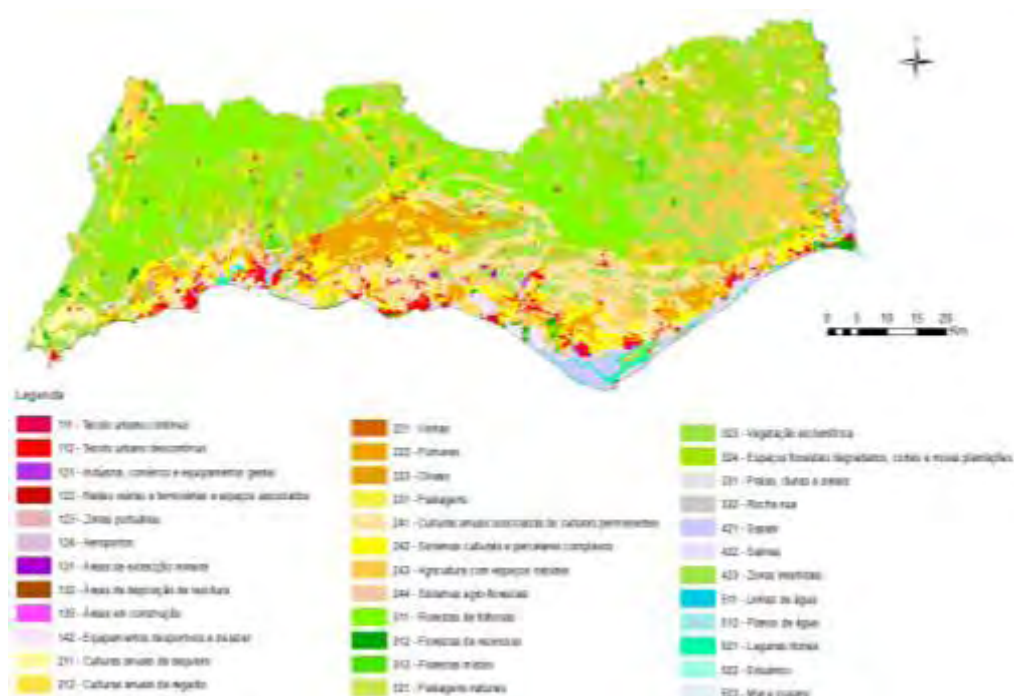


Figura 9. Uso do solo CLC2006 para a região do Algarve.

Metodologia aplicada

O presente estudo tem por objectivo caracterizar as comunidades de macrófitos existentes nas ribeiras do Algarve, assim como avaliar o estado de conservação em que os diferentes sistemas fluviais se encontram. A metodologia adoptada para a amostragem e análise respeita os objectivos e requisitos específicos constantes da legislação, nomeadamente a implementada pela Directiva Quadro da Água (INAG, 2008).

A amostragem da avifauna correspondeu ao período de nidificação do ano de 2005 e 2006, tendo sido realizada durante Junho e Julho de forma a abranger o maior número possível de espécies nidificantes. Os locais de amostragem foram definidos em

conformidade com as restantes componentes deste projecto, ou seja, de uma forma geral coincidiram com os locais de inventário de habitats fluviais, de flora, de macroinvertebrados e de peixes, tendo sido seleccionados de modo a incluir a diversidade de todos os corredores fluviais e as zonas alvo. A amostragem consistiu em trinta locais no ano de 2005 (Ribeira de Odelouca, Ribeiras de Carvalho, Monchique e Monchicão) e vinte e sete locais no de 2006 (as mesmas excluindo a Ribeira de Arade).

O desenvolvimento de uma metodologia possibiliteo a identificação espacial do estado de conservação nos sistemas fluviais da região do Algarve e das pressões humanas que a ele conduzem. O desenvolvimento desta metodologia passa por uma análise multi-escalar ao nível da região, bacia de drenagem e troço fluvial.

Taula 1. Llistat dels indicadors emprats a cada àrea de restauració associada a l'estudi del projecte RICOVER. Anys 2009-2010.

Lloc	Inventaris forestals	RHS	IHF	QBR	IVF	IVR	Tipologia de la riba	KT	ICF	Diatomees	Macròfits	Flora	Macroinver. aquàtics	Peixos		Amfibis	Ocells	Quiròpters		Petits mamífers	Grans mamífers	
														Pesca elèctrica	Paranys			Detectors d'ultrasons	Xarxes i arpes			
Riu Ter a la Plana de Vic (Catalunya)	SI	SI	SI	SI	SI	-	SI	SI	SI	SI (1 loc.)	SI (1 loc.)	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI	SI
Río Guadajira, cuenca del Guadiana (Extremadura, España)	-	-	SI	SI	SI	SI	-	-	-	SI	SI	SI	SI	SI	-	SI	SI	-	-	-	-	-
Ribeiras do Algarbe (Portugal)	-	SI	SI	SI	SI	SI	-	SI	-	SI	SI	SI	SI	SI	-	SI	SI	-	-	-	-	-

2. Indicadors d'estat ecològic i de seguiment de la biodiversitat

3.1. Qualitat biològica i biodiversitat

3.1.1. Fitobentos – Diatomees

Els índexs de diatomees, tant l'**Índex de Pol·lusensibilitat (IPS)** com l'**Índex Biològic de Diatomees (IBD)**, permeten avaluar la qualitat de l'aigua en funció del valor indicador de les diatomees bentòniques. El paquet informàtic OMNIDIA (Leiconte i altres, 1993) permet calcular ràpidament aquests índexs de diatomees a partir de la llista taxonòmica i les seves abundàncies.

Entre la gran varietat de grups taxonòmics que componen les comunitats d'algues fluvials, les diatomees representen més del 80% de les espècies totals. La seva importància relativa, doncs, en el conjunt de la comunitat algal és molt elevada. D'aquí la preferència en el seu ús com a indicadores de qualitat.

Un seguit de característiques les fa útils especialment per a aquesta finalitat:

- Per la seva petita mida i per la seva elevada taxa de reproducció, les comunitats de diatomees responen sensiblement i ràpida a canvis en el seu medi, tant físics com químics. Els canvis es concreten en variacions en la composició de les espècies, que afavoreixen a les més tolerants en les noves condicions. La resposta dels poblaments de diatomees als canvis en la qualitat de l'aigua és molt més ràpida que la dels macròfits i plantes vasculars en general.
- El seu ús com a indicadors de la qualitat de l'aigua es basa en el fet que totes les espècies de diatomees tenen uns límits de tolerància i uns òptims respecte a les seves preferències per les condicions ecològiques, com els nutrients, la pol·lució orgànica i inorgànica o l'acidesa. Les aigües contaminades tenen tendència a presentar un increment de l'abundància d'aquelles espècies més tolerants, o que presenten el seu òptim amb el nivell del contaminant en concret. Per contra, certes espècies no són tolerants als nivells elevats d'un o més contaminants, però d'altres poden estar presents en un rang ampli de qualitats de l'aigua.
- El fet de ser cosmopolites, fàcils de recol·lectar i de preservar, i de tenir elements estructurals en el seu esquelet de silici que permeten una determinació a nivell d'espècie o varietat amb un grau d'exactitud elevat, dóna avantatges a la seva utilització.

Seguint el protocol de mostreig i avaluació de la qualitat biològica de les diatomees adaptat per als cursos fluvials de Catalunya (Agència Catalana de l'Aigua, 2006a), l'observador recull amb l'ajut d'un petit raspall de pèl fort una mostra de diatomees presents als substrats seleccionats d'un tram fluvial de com a mínim 10 metres de llargada. Una vegada transportades i processades al laboratori, són identificades al microscopi òptic quatre-centes diatomees de la mostra, fins al nivell d'espècie. Cada espècie té assignat un valor de sensibilitat i un valor indicador segons la seva ecologia i la tolerància a la contaminació. A partir del càlcul de les abundàncies relatives de cada espècie, s'aplica una fórmula que permet calcular el valor de qualitat de cada índex.

Aquesta metodologia tant s'ha fet servir als cursos fluvials de l'Algarve (sud de Portugal) com a la conca del riu Guadiana a Extremadura (SO d'Espanya) i al riu Ter

(Osona, NE de Catalunya), però en aquest cas únicament s'ha calculat a dos trams: al nucli urbà de Manlleu –aigua avall de la resclosa de la Teula- i riu avall –meandre del Gelabert-.

Època: primavera

Equip: 1 persona

3.1.2. Macròfits

Es consideren macròfits les fanerògames, plantes totalment submergides, però amb la flor que pot ser emergida (per exemple, *Potamogeton pectinatus*); els briòfits (molses i hepàtiques), que viuen a damunt de substrats durs i en aigües més aviat netes; les macroalgues, algunes de dimensions considerables i que poden formar llargues cabelleres als rius, com és el cas de *Cladophora* o *Spirogyra* (zignematal filamentosa) en llocs amb poc corrent. Alguns cianobacteris també es poden considerar macroalgues quan formen un recobriment ampli a damunt de la llera del riu o de les pedres. Medeixen des de pocs centímetres fins a uns quants metres, i completen el seu cicle vital a l'aigua, amb totes les seves parts submergides, o bé surant.

La modificació, tant de la composició específica com de la biomassa, d'una comunitat de macròfits es considera especialment indicativa de la variació de la concentració de nutrients en l'aigua, de la terbolesa i de la contaminació orgànica en general. D'altra banda, canvis en el règim de cabals habituals del riu o l'aparició d'un règim poc variable poden conduir a la proliferació de macròfits en superfície, que, llavors, poden ser emprats com a indicadors hidromorfològics.

D'una banda, cal fer una mesura de la biomassa, que té un cert error associat degut a l'elevada variabilitat estacional i interanual. que s'observa de manera natural en aquestes plantes. Per poder fer servir els macròfits com a indicadors, es considera essencial arribar al nivell de determinació taxonòmica d'espècie, però alguns índexs empen nivells taxonòmics superiors, com ara ordre o família, o grans grups morfològics. La riquesa i la diversitat són els paràmetres estructurals que cal mesurar.

De manera general, els macròfits es consideren indicadors a mitjà i llarg termini, de períodes de mesos i/o anys. Són fàcils de detectar i tenen una taxonomia relativament senzilla en comparació de la d'altres grups, com ara les diatomees. Són bons indicadors del grau de presència de sòlids en suspensió i de l'enriquiment de nutrients del sistema. D'altra banda, les seves respostes a la contaminació encara no estan del tot documentades, però s'ha observat que poden ser tolerants a contaminacions intermitents. La majoria proliferen estacionalment.

Quant a l'aplicació de la Directiva marc de l'aigua, aquestes plantes es poden fer servir per detectar i fer el seguiment dels episodis de contaminació que modifiquin les propietats fisicoquímiques de l'aigua, com ara la reducció de la transparència, l'eutrofització i els canvis en el quimisme. També es consideren organismes sensibles a les modificacions de les condicions hidromorfològiques, com són canvis de cabal, continuïtat fluvial i/o en la morfologia de la llera.

Al cursos fluvials de l'Algarve (sud de Portugal), s'ha calculat l'**índex de macròfits Mean Trophic Rank (MTR)**, emprat a diversos països europeus en programes de monitorització ecològica (Szozkiewicz *et al.*, 2006).

No entanto, a sua aplicação nos sistemas ribeirinhos no Sul de Europa requer alguns cuidados. Assim, foi desenvolvida uma adaptação deste índice, o MTRp (Ferreira *et*

al., 2007), para as condições dos rios portugueses, sendo esta a utilizada neste estudo. Para aplicação deste método, definiu-se a área de amostragem de acordo com a Norma EN14184: 2003 do Comité Européen de Normalization. O inventário foi realizado no canal num troço de 100 metros de comprimento, incluindo a parte submersa que poderá estar temporariamente exposta.

O sistema baseia-se na ocorrência e abundância na água de espécies indicadoras do estado trófico. Para cada espécie indicadora, é atribuída uma pontuação de 1 a 10 - Species Trophic Rank, STR – de acordo com a sua resposta à eutrofização. As espécies indicadoras incluem algas, hidrófitos, helófitos e alguns higrófitos. Os valores STR elevados correspondem a espécies intolerantes à eutrofização, enquanto os valores baixos indicam espécies tolerantes à poluição orgânica ou sem preferência.

A abundância de cada espécie - Species Cover Value, SCV - é avaliada no troço de 100 m do canal, em percentagem de cobertura em 9 classes - C1: <0.1%; C2: 0.1-1%; C3: 1-2.5%; C4: 2.5- 5%; C5: 5-10%; C6: 10-25%; C7: 25-50%; C8: 50-75%; C9:> 75%.

Multiplicando o STR de cada espécie indicadora pelo respectivo SCV, obtém-se uma pontuação do valor de cobertura da espécie - Cover Value Score, CVS (CVS = STR x SCV). O MTR obtém-se dividindo a soma dos CVS pela soma dos SCV, e multiplicando por 10 ($MTR = (\sum CVS / \sum SCV) * 10$).

O índice varia de 10 a 100, correspondendo os valores mais baixos a locais com maior eutrofização (Quadro 1 Amplitudes de variação consideradas para o índice MTRp (Ferreira *et al.*, 2007).

A la conca del riu Guadiana a Extremadura i al riu Ter, però únicament en un tram del nucli urbà de Manlleu (Osona, NE de Catalunya) –aigua avall de la resclosa de la Teula-, s'han calculat tres **índexs de macròfits: IM** (Suárez i altres, 2005), **IVAM – CLM** i **IVAM – FBL** (Moreno i altres, 2006; Moreno i altres, 2008), permeten avaluar la qualitat de l'aigua a partir dels organismes vegetals aquàtics visibles i fàcilment identificables a ull nu, així com aquells que fan formacions que també ho són.

El protocol de mostreig i avaluació de la qualitat biològica a partir dels macròfits es basa en un document adaptat per als cursos fluvials de Catalunya (Agència Catalana de l'Aigua, 2006a).

Època: primavera

Equip: 1 persona

3.1.3. Flora – Índex de Vegetació Ripària (IVR) i Índex de Vegetació Fluvial (IVF)

En el cas dels cursos fluvials de l'Algarve (sud de Portugal) i a la conca del riu Guadiana a Extremadura, s'ha emprat l'**índex de Vegetació Ripària (IVR)**. Utiliza na sua determinação toda a vegetação encontrada no corredor fluvial (herbácea e lenhosa) e baseia-se em parâmetros estruturais da comunidade, incluindo componentes aquáticas, anfíbias e ribeirinhas, herbáceas e lenhosas.

Sendo um índice baseado na vegetação integral do corredor fluvial, torna-se mais adequado para os rios portugueses (Ferreira *et al.* 2005b), uma vez que (1) a vegetação aquática estrita apresenta um número pequeno de espécies em resultado da menor disponibilidade habitacional estival enquanto uma vasta superfície do leito fluvial se encontra disponível para ser colonizado por vegetação anfíbia e higrófitica, que revela enorme riqueza e responsividade à degradação, e (2) a vegetação aquática estrita é reconhecidamente responsiva à qualidade da água e eutrofização, e menos a outras pressões importantes de rios relacionadas com alterações da quantidade de água disponível, para as quais a vegetação anfíbia, higrófitica e lenhosa dá respostas mais evidentes.

O IVR é estimado de acordo com o Tipo de rio, e recorre a indicadores (métricas) da vegetação ribeirinha (Ferreira *et al.*, 2007). A sua determinação será feita pela soma das pontuações das métricas estimadas para cada local sendo depois atribuída a sua classificação ecológica de acordo com os intervalos de qualidade

En el cas del riu Ter i també a la conca del riu Guadiana a Extremadura (SO d'Espanya), s'ha fet servir un índex, semblant, l'**Índex de Vegetació fluvial (IVF)**. Per calcular-lo, primer es cartografien les espècies de flora d'interès associades als boscos de ribera dels diversos trams. Es fa una llista de les plantes i/o comunitats i es cartografien, dibuixant-ne el polígon que ocupin i enregistrant-se les coordenades on es trobin els diferents peus vegetals.

Es prioritzen les espècies d'interès per a la Directiva hàbitats, les incloses al catàleg de flora amenaçada o en algun altre instrument legal i/o administratiu, i que siguin rares o localitzades en aquest sector del país.

L'índex de qualitat IVF està basat en l'estudi del component vegetal, que avalua la naturalitat de la ribera a partir de la composició de la coberta de flora vascular de les formacions vegetals de ribera. És un índex exhaustiu, que ofereix informació precisa sobre la composició de la comunitat vegetal de ribera. No és un mètode tan ràpid com d'altres (p. e. el QBR) i és important que la persona que empleni el full de camp tingui una formació elevada en la identificació de les espècies d'helòfits, arbustos i arbres de ribera.

L'IVF valora un seguit d'aspectes de la comunitat vegetal de ribera, relatius al recobriment de diferents formacions, la permanència de l'aigua, la proporció de substrats, l'inventari d'hidròfits, etc. Paral·lelament, es valoren uns factors de correcció.

Es cartografien les espècies de flora d'interès associades als boscos de ribera dels diversos trams. Seguint el protocol de mostreig i avaluació de la qualitat hidromorfològica adaptat per als cursos fluvials de Catalunya (Agència Catalana de l'Aigua, 2006b), es delimita a cada punt un tram de 100 metres representatiu de l'estat general del riu a estudiar, i s'emplena un full de camp amb els resultats de les observacions. Es fa una llista de les plantes i/o comunitats i es cartografien, dibuixant-ne el polígon que ocupin i s'enregistren les coordenades on es trobin els diferents peus vegetals.

Aquests dos índexs, IVR i IVF, tant es poden considerar indicadors de biodiversitat com de qualitat hidromorfològica.

Època: la segona meitat de la primavera i estiu

Equip: 2 persones

3.1.4. Macroinvertebrats aquàtics

Hi ha espècies de macroinvertebrats aquàtics que per si soles ja ens indiquen aspectes essencials de l'estat ecològic d'un riu o un tram fluvial, sigui una qualitat biològica de l'aigua deficient, la presència d'espècies foranes o una mala connectivitat fluvial. Això no obstant, la mesura fina de l'estat ecològic dels cursos fluvials requereix del càlcul d'uns índexs que avaluin i integrin la qualitat global de l'ecosistema aquàtic. Entre molts dels organismes presents al medi aquàtic, els macroinvertebrats aquàtics reuneixen la majoria de les qualitats del perfil del bioindicador ecològic ideal. A cada punt i data de mostreig, es fa un mostreig semiquantitatiu multihàbitat de macroinvertebrats en un tram entre 50 i 300 metres de longitud, en funció de l'amplada

del tram de riu. El mostreig es fa amb l'ajut d'un salabre triangular de 30 cm de costat i 250 µm de diàmetre de porus (Figura 8). Els macroinvertebrats es determinen com a mínim fins a categoria de família "*in situ*", conservats en alcohol al 70% i revisats al laboratori amb l'ajut d'una lupa binocular.

Hi ha espècies de macroinvertebrats aquàtics que per si soles ja indiquen aspectes essencials de l'estat ecològic d'un riu o un tram fluvial, sigui una qualitat biològica de l'aigua deficient, la presència d'espècies foranes o una mala connectivitat fluvial. Això no obstant, la mesura fina de l'estat ecològic dels cursos fluvials requereix del càlcul d'uns índexs que avaluin i integrin la qualitat global de l'ecosistema aquàtic. Les dades obtingudes, per tant, permeten calcular diversos índexs biològics basats en els macroinvertebrats aquàtics aplicats de manera general a tota la península ibèrica: l'IBMWP (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988, Alba-Tercedor et al., 2002), l'IASPT (Alba-Tercedor i Sánchez-Ortega, 1988, Alba-Tercedor i altres, 2002), l'FBILL (Prat i altres, 2002) i l'EPT, l'OCH i la ràtio EPT/OCH (Lenat, 1983; Barbour i altres, 1999).

Essencialment, els índexs de macroinvertebrats aquàtics s'obtenen a partir d'un mostreig semiquantitatiu multihàbitat en un tram de 100 metres de longitud per mitjà d'un salabre triangular de 30 centímetres de costat i 250 µm de diàmetre de porus. Els macroinvertebrats són conservats habitualment en alcohol al 70% i determinats al laboratori –amb l'ajut d'una lupa binocular– fins com a mínim a nivell de família. A banda d'algunes claus més específiques, la determinació es fa en base al manual *Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie* (Tachet, 2000).

El nombre de famílies de macroinvertebrats aquàtics no es pot considerar cap índex per si mateix però també ens dona una informació molt rellevant a l'hora de determinar l'estat ecològic d'un ecosistema fluvial: dins d'una mateixa regió bioclimàtica existeix una correlació directa entre qualitat de l'aigua i la riquesa taxonòmica.

L'índex IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party), revisat i actualitzat periòdicament, és avui dia l'índex basat en macroinvertebrats aquàtics més acceptat i utilitzat àmpliament a la Península Ibèrica. Posseeix una aplicabilitat àmplia però es recomana la seva utilització conjunta amb altres índexs per tal de corroborar resultats i aportar informació addicional que pot ser molt valuosa. Assigna una puntuació a cada família de macroinvertebrats en funció de la seva tolerància a la contaminació, que oscil·la entre 1 (la més tolerant) i 10 (la més sensible). L'índex es calcula a partir de la suma de totes les puntuacions de les famílies presents a la mostra, de manera que tant hi contribueix la riquesa taxonòmica com el grau de tolerància a la contaminació de cada macroinvertebrat. Permet diferenciar diferents tipologies de rius.

L'IASPT és un índex derivat de l'IBMWP, que es calcula dividint la puntuació d'aquest darrer pel nombre total de famílies presents a la mostra. Aquest índex, de caire complementari, permet saber si en el càlcul del valor de l'índex IBMWP ha tingut més importància la presència de famílies sensibles a la contaminació (puntuacions IASPT elevades) o bé la riquesa taxonòmica (puntuacions IASPT més moderades).

L'EPT (nombre de famílies pertanyents als ordres Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera) és un índex que es calcula a partir de la suma del nombre de famílies pertanyents als ordres de macroinvertebrats aquàtics considerats més sensibles a la contaminació -malgrat l'existència d'alguna excepció-: efemeròpters, plecòpters i tricòpters. Es tracta d'un índex de càlcul senzill que permet fer comparacions fins i tot entre diferents regions biogeogràfiques. El nombre d'espècies del grup EPT acostuma a ser relativament elevat en rius e règim permanent, com el Ter, i baix, per exemple, en torrents temporals, perquè aquests taxons són sobretot bons indicadors de les zones amb ràpids.

Paral·lelament, a molts treballs d'investigació que estudien l'ecologia de rius mediterranis, es fa servir una altra mètrica, l'índex OCH (nombre de famílies pertanyents als ordres Odonata, Coleoptera i Heteroptera). Aquest índex es calcula a partir de la suma del nombre de famílies presents pertanyents als ordres de macroinvertebrats aquàtics més propis d'aigües quietes: odonats, coleòpters i heteròpters.

El ràtio entre els valors de EPT i OCH, també és una mètrica a tenir en compte, útil a l'hora de valorar la proporció de taxons típics d'hàbitats reòfils i taxons d'hàbitats lèntics. Així doncs, valors inferiors a 1 ens indiquen una presència predominant d'espècies lenítiques, d'aigües més encalmades o quietes, en comparació amb les reòfiles, d'aigües corrents, i un valor superior a 1 un predomini d'espècies reòfiles.

Al cas dels 66 punts del Ter, s'ha fet un mostreig semiquantitatiu multihàbitat de macroinvertebrats. El mostreig s'efectua amb l'ajut d'un salabre triangular de 30 cm de costat i 250 µm de diàmetre de porus. En un tram de 100 metres de longitud, es mostregen només els hàbitats que hi ha en una tercera part de l'amplada del riu, els que hi ha més a la vora de la riba.

Tots aquests índexs han estat calculat els anys 2009 i 2010 al tram del riu Ter a la plana de Vic (Osona, NE de Catalunya) i a la conca del riu Guadiana a Extremadura (SO d'Espanya). Als cursos fluvials de l'Algarve (sud de Portugal), a banda de l'índex IBMWP, també s'ha aplicat l'*Índice Português de Invertebrados Sul (IPtIs)* (INAG, 2009). Aquest índex IPtIs resulta de trabalhos realizados no âmbito do Exercício de Intercalibração, mais propriamente do Grupo de Intercalibração Geográfico Mediterrâneo (GIG). Este índice é aplicado aos rios do sul de Portugal, e permite descrever gradientes de degradação e discrimina classes de qualidade, responde ao elemento biológico através da composição e abundância (INAG, 2009).

Època: primavera i/o estiu

Equip: 2 persones

3.1.5. Peixos

El poblament de peixos té un interès especial, d'una banda, pel seu valor com a bioindicadors en un període de temps relativament llarg, d'un any o més, i, d'altra banda, per la seva relació amb la presència de determinats hàbitats fluvials i de ribera. En aquest cas, es combinen dos mètodes de mostreig de peixos (pesca elèctrica i paranys) amb el propòsit d'obtenir informació del màxim de punts (62) amb un esforç raonable; experiències prèvies ens havien indicat una certa bona correlació entre els dos mètodes.

La determinació taxonòmica es fa considerant la informació disponible més recent (Doadrio, 2001; Kotelatt i Freyhoff, 2007; Leunda *i altres*, 2009).

3.1.5.1. Captures per un mètode actiu de pesca elèctrica

Aquesta metodologia estandarditzada és emprada àmpliament i es considera no perjudicial per als peixos si es porta a terme correctament. El personal que fa el treball de camp coneix la fauna piscícola de l'àrea i els principis de la pesca elèctrica, així com els riscos i procediments de la seva pràctica.

La metodologia de mostreig i obtenció de dades per sistemes de pesca elèctrica està d'acord amb els treballs de Lobón-Cerbiá (1991) i el protocol específic desenvolupat

pel projecte STAR o “STARFISH sampling protocol”, que es remet al Document prEN 14011:2002(E), revisió de 2002, preparat pel Comitè Tècnic CEN/TC230 “Water analyses-Sampling fish with electricity”, com a darrer document de treball previ a la seva emissió com a Norma CEN estàndard.

L’electricitat a l’equip es subministra amb un motor Honda de 4 temps model GXV50, amb selector de corrent contínua-pulsos, voltímetre i amperímetre analògics i tensió de sortida de 700V, subministrat per ERREKA. No és portàtil: de manera que la seva utilització queda relativament limitada a l’accés del tram de riu amb un vehicle motoritzat

Mitjançant la pesca elèctrica es crea un camp elèctric a l’aigua entre el càtode (element constituït per una parrilla d’acer) i l’ànode (constituït per un cercle metàl·lic subjectat per un mànec, que es va desplaçant al llarg de la llera pel mostrejador). El resultat és que els peixos experimenten tant una atracció cap al mostrejador (galvanotàxia) com un atordiment (electronarcosi), fenòmens que faciliten la seva captura i extracció de l’aigua mitjançant salabres.

Una persona es desplaça juntament amb l’equip de pesca elèctrica mentre dues més, una a cada banda, van capturant els peixos amb l’ajut dels salabres. Tots tres porten gualejadors i guants de plàstic aïllant. Aquest grup es mou en ziga-zaga aigua amunt, amb el propòsit de cobrir tots els hàbitats aquàtics possibles. Al Ter, es treballa habitualment entre 0,4 i 0,5 A, i 500-700 Volts, sempre tan baixos com sigui possible, amb la finalitat de maximitzar les possibilitats de recuperació dels peixos sotmesos a electronarcosi.

Per a la identificació i obtenció de dades biomètriques dels peixos, es mantenen els individus mitjans i més grossos en viviers (caixes xarxades) a l’aigua i els alevins i individus més petits en bidons d’uns 50 litres a l’ombra, amb aigua fresca i renovada. Per a les feines posteriors de manipulació, identificació, medicació (longitud furcal) i pesatge dels peixos, es fa servir un anestèsic d’ús corrent (tricaïna metanosulfonada; MS-222), que permet immobilitzar temporalment els exemplars. Un cop manipulats i recuperats de l’anestèsic, els peixos de les espècies autòctones són retornats a l’aigua (i es sacrifiquen els de les espècies introduïdes o foranes).

Així mateix, aquestes dades possibiliten l’aplicació de l’**índex IBICAT** (adaptat al poblament de peixos de Catalunya), i determinar la qualitat d’una massa d’aigua fent servir els peixos com a bioindicadors (ACA, 2006a; i nova versió de 2011, pendent d’edició), o altres índexs biòtics d’indicació (IBI) o índexs similars.

Al Ter, la captura de peixos mitjançant sistemes de pesca elèctrica només s’ha fet a cinc punts representatius d’estats ecològics ben diferents (meandre del Gelabert (GEL3), riu avall de la resclosa de la Teula, meandre del Despujol (DEO 5), braç principal -esquerre- de l’illa de Gallifa (GAS3) i braç dret de l’illa de Gallifa.

En el cas dels cursos fluvials de l’Algarve (sud de Portugal), s’ha aplicat el **Fish Index of Biotic Integrity Portuguese (FIBIP)**. Aquest indicador representa una adaptació às condicions mediterràniques, e avalia o estado ecológico destes sistemas. Avalia também a capacidade de resposta à perturbação humana com base na riqueza de espécies e comparações estatísticas entre locais de referência e degradados (Oliveira *et al.*, 2007).

Època: primavera o estiu

Equip: mínim de 5 persones

3.1.5.2. Captures per un mètode passiu de paranys

Per estudiar el poblament de peixos, un dels mètodes que s'ha emprat ha estat les trapes passives de tipus barbol, bertrol o gànguil. Són eficients en la captura de peixos amb major rang de talles i espècies en rius de poca profunditat (Clavero *i altres*, 2006). Els gànguils es col·loquen en un tram de 100 metres de llarg, només, com en el cas dels macroinvertebrats, amb la prevenció d'agafar només un terç de l'amplada del riu, arran de la ribera avaluada.

A cada punt de mostreig es van posar 6 paranys, 3 dels quals eren de la tipologia "anguileras" (més grossos i de malla més grollera) i 3 "camaroneras" (més petits i de malla més fina), col·locades de dues en dues amb l'objectiu de cobrir els diversos microhàbitats existents a cada punt de mostreig. D'aquesta manera, es pot capturar un major nombre de peixos amb un major rang de talles en cada un dels microhàbitats.

Aquests paranys es calen a primera hora del matí i es retiren al dia següent, passant aproximadament 24 hores dins l'aigua. Un cop retirats els gànguils, s'identifiquen els peixos i es prenen les mesures biomètriques bàsiques, com el pes (amb una precisió de $\pm 0.1g$) i la longitud furcal. També es revisa l'estat físic del peix i el sexe (en el cas que aquest sigui identificable).

A les anàlisis posteriors, es calculen les CPUE, captures per unitat d'esforç, que permeten establir densitats relatives i la comparació entre els diferents punts de mostreig.

A més a més, en el cas de Catalunya aquestes dades possibiliten l'aplicació de l'índex IBICAT, i determinar la qualitat d'una massa d'aigua fent servir els peixos com a bioindicadors (ACA, 2006a) o altres índexs biòtics d'indicació (IBI) o índexs similars.

En el cas de Portugal, es calcula el Fish Index of biotic Integrity Portuguese (Oliveira *et al.*, 2007).

Època: primavera o estiu

Equip: 2 persones

3.1.6. Amfibis

Els amfibis estan associats temporalment a l'aigua, a temperatures relativament suaus i a un grau d'humitat elevat. Per això moltes espècies s'enterren o s'amaguen durant el dia i són actives durant la nit. Les hores més bones per a realitzar cens d'amfibis és cap al crepuscle i durant la nit des de primavera fins a la tardor (de març a setembre). La poca mobilitat i la petita mida dels amfibis fa que sigui molt fàcil la seva observació, sense haver de fer servir cap mètode de maneig complicat.

S'empra la metodologia del transecte de mostreig exhaustiu (Carrera & Villero a Boada *i altres*, 2008): s'anoten i es compten tots els amfibis que es detecten visualment i sonorament. Els resultats es poden comparar com a índex quilomètric d'abundància (IQA), per índex temporal (per unitat de temps de mostreig) o per freqüències.

Es defineixen uns trams a cada bona zones de reproducció per a aquestes espècies, al mateix bosc de ribera i voltants (meandres, basses, tolls temporals), així com en camins amples propers. Es fan a peu i es repeteixen almenys una vegada (rèplica).

Els censos es porten a terme des de la posta de sol fins unes 4 hores més tard, en dies amb temperatures agradable, sense pluja intensa i absència de vent o brisa suau.

Es relaciona la riquesa i abundància d'amfibis amb l'heterogeneïtat dels hàbitats de ribera. Alhora, es poden definir els punts d'alta abundància i diversitat d'amfibis, que són d'importància vital per a la conservació d'aquest grup faunístic.

Època: d'abril a maig. Es prioritzen les nits després d'haver plogut.

Equip: 1-2 persones.

3.1.7. Ocells

A perda de qualidade das galerias ribeirinhas associada à sua remoção ou fragmentação ocorre em situações de cortes, desbastes, pastoreio ou devido a alterações físicas das margens traduz-se pela diminuição do número total das espécies avifaunísticas que a frequentam, ou pelo menos de certos grupos taxonômicos, de tal forma que alguns autores propuseram índices de avaliação da qualidade da água e da integridade ribeirinha baseados nestas variações (Bryce *et al.*, 2004; Feck & Hall, 2004).

La fenologia és la base principal per al coneixement de l'estat dinàmic de les espècies d'un indret. Hi ha diversos patrons i varien força entre les espècies, a grans trets cal diferenciar les aus migradores amb les sedentàries i això varia depenen de la latitud i estació (Bernis, 1966; Baker, 1978). Quant al ritme diari per a la majoria és més intens des de primera hora del matí fins a les 11 hores h i cap al capvespre. A mesura que s'acosta el migdia l'activitat decau progressivament, sobretot a l'estiu (Slagsvold, 1977; Higgins, 1979, Robbins, 1981).

El mètode utilitzat principalment és el de les **estacions d'escolta** (Ramsey & Scott, 1979, Reynolds, 1980, Blondel et al., 1981). Poden ser registres en bandes concèntriques de longitud (cada 25 o 50 metres fins a 100, Reynolds, 1980) o bé de temps amb bandes de 5 minuts fins a 20 (Jarvinen, 1978, Blondel, 1970). El resultat s'expressa en IPA o índex puntual d'abundància. (Sokal & Rolf, 1969).

Les estacions d'escolta són circulars i de 20 minuts de durada, separades per bandes de 5 minuts. Es comptabilitzen els ocells en tres bandes: dins dels 25 m (s'apunten entre parèntesi), entre 25 i 50 m (s'anoten a dintre la circumferència dibuixada) i fora de la banda dels 50 m (s'anoten fora de la circumferència dibuixada). Així, tots els contactes dins de la banda de 25 m es poden associar al bosc de ribera estudiat i tots els contactes de dins de la banda de 50 m, a boscos ben estructurats. La distància entre estacions és d'un mínim de 250 m. Es fan a primera hora del matí, des de la sortida del sol fins a les 11 h.

S'analitza l'índex biòtic d'indicació (IBI) i l'índex de Dominància Fluvial (IDF). Són índexs de qualitat del medi fluvial en funció de les comunitats d'ocells (Badosa a Boada *i altres*, 2008).

En el cas del riu Ter a la plana de Vic (Osona, NE de Catalunya), s'han definit 62-70 estacions d'escolta d'ocells nidificants a la totalitat de les zones que s'han estudiat, en especial en aquelles on s'han realitzat actuacions de millora l'hivern de 2009-2010 (el

Gelabert, Gallifa, les Gambires i Espadamala), amb algunes estacions de control (el Pelut, Conangell, la Mambra, etc.). El segon any (primavera de 2010) es repeteixen les estacions a totes les zones on s'ha modificat el bosc de ribera, que representen unes 25 estacions (4-5 matins de treball). A les Gambires es faran estacions noves a la zona de tractaments forestals. També es preveu incloure 2-3 estacions a la zona del meandre de Conangell on s'ha tallat la pollancreda, per conèixer-ne l'impacte en relació amb el poblament d'ocells.

En el cas dels cursos fluvials de l'Algarve (sud de Portugal), o conhecimento da composição e estrutura da comunidade de aves associada à ribeira de Odelouca, pode levar ao conhecimento dos efeitos da realização do empreendimento de Odelouca e à implementação de medidas de gestão que visem reduzir os seus efeitos negativos.

O inventário avifaunístico efectuado teve como objectivo:

- 1) Caracterizar a comunidade avifaunística associada às galerias ripícolas da bacia hidrográfica da ribeira de Odelouca.
- 2) Detectar as variações avifaunísticas existentes ao longo dos corredores fluviais.
- 3) Relacionar a avifauna com a integridade biótica das galerias ribeirinhas.

A amostragem da avifauna correspondeu ao período de nidificação do ano de 2005 e 2006, tendo sido realizada durante Junho e Julho de forma a abranger o maior número possível de espécies nidificantes. Os locais de amostragem foram definidos em conformidade com as restantes componentes deste projecto, ou seja, de uma forma geral coincidiram com os locais de inventário de habitats fluviais, de flora, de macroinvertebrados e de peixes, tendo sido seleccionados de modo a incluir a diversidade de todos os corredores fluviais e as zonas alvo. A amostragem consistiu em trinta locais no ano de 2005 (Ribeira de Odelouca, Ribeiras de Carvalho, Monchique e Monchicão) e vinte e sete locais no de 2006 (as mesmas excluindo a Ribeira de Arade).

Cada unidade de amostragem é composta por um troço de 500 metros da ribeira e/ou galeria ripícola associada e respectiva zona terrestre envolvente. Em cada troço, em três pontos equidistantes 250 metros, foi realizada uma amostragem pontual (Bibby *et al.*, 2000), cujo limite de distância de detecção variou com o tipo e extensão de habitat já que se pretendia amostrar aves que se encontrassem nos habitats efectivamente associados ao ponto.

Em cada ponto foram registadas todas as aves vistas ou ouvidas durante um período de 10 minutos dentro da faixa de galeria ripícola. Foi igualmente estimada a distância da ave ao 16 observador, para os indivíduos que se encontravam a uma distância inferior à largura da galeria. No vale de cheia, a cerca de 100 m perpendicularmente a cada ponto realizado na galeria ribeirinha, foi igualmente inventariada a avifauna. Foram excluídos os registos de aves que apenas sobrevoavam os habitats definidos após observação.

Durante as **campanhas de anilhagem**, que se deverão realizar na segunda quinzena de Setembro, procura-se capturar o maior número de aves migradoras que utilizem as galerias ripícolas como ponto de referência migratório.

Para tal, o esforço de captura será orientado nesse sentido, existindo uma linha de redes de captura dentro da galeria (comprovativo da utilização da galeria), outra linha no habitat intermédio (comparativo com a galeria e habitat exterior) e uma última linha de redes num habitat completamente fora da influência da galeria (controlo da linha da galeria).

No que se refere ao esforço de captura, a abertura das redes deverá realizar-se-á pelas 6h e o fecho às 11h, sendo as redes verificadas de 45 em 45 minutos.

Em relação ao número de participantes, esta campanha absorve os seguintes recursos: 3 anilhadores credenciados e 3 anilhadores em processo de formação.

Època: preferentment, primera quinzena de maig.

Equip: 1 persona.

3.1.8. Quiròpters

Els ratpenats o rates pinyades són el grup faunístic vertebrat més desconegut de Catalunya i del conjunt ibèric, de forma especial pel que fa a les espècies que habiten els boscos de ribera. Els quiròpters compten amb diferents espècies amenaçades: constitueixen el grup de mamífers amb més espècies prioritàries de conservació a Europa. Per exemple, a Catalunya s'han detectat fins ara un total de 26 espècies de quiròpters, criant o aparellant-se (Flaquer et al., 2004; Palomo et al., 2007). Totes aquestes espècies estan protegides per la llei i 13 d'elles es troben amenaçades: 1 considerada en perill d'extinció (*Myotis capaccinii*) i 12 vulnerables. A la vegada, els ratpenats forestals són un bon indicador de la qualitat tròfica i estructural de l'hàbitat (Vaughan et al., 1997; Grindal i Brigham, 1999; Swystun et al., 2001; Kusch et al., 2004; Kusch & Idelberger, 2005; Menzel et al., 2005; Flaquer et al., 2007).

Els ambients aquàtics i forestals són hàbitats importants per a aquestes espècies, sobretot per als ratpenats amb uns requeriments d'hàbitat més estrictes, com els especialistes forestals i els quiròpters aquàtics (*Myotis daubentonii* i *Myotis capaccinii*). Els factors ambientals més limitants per als ratpenats són la riquesa i abundància de recursos tròfics i la disponibilitat de refugis. Per tant, els quiròpters són uns bons indicadors de la qualitat tròfica i estructural de l'hàbitat, condicionat per la gestió forestal. Precisament aquesta sensibilitat als canvis en els hàbitats els converteix en un grup vulnerable a les pertorbacions i a l'estructura del paisatge i d'aquí la importància del seu estudi i seguiment.

Està demostrat que la utilització de mètodes combinats per a l'estudi de ratpenats és el més desitjable (Flaquer et al. 2007). Per això es combinen sessions de captura amb estacions d'escolta amb detectors d'ultrasons.

S'estableixen estacions de trampeig amb xarxes i arpes als boscos de ribera seleccionats (màxim 5 zones - 4 nits). Les xarxes es col·loquen travessant braços de riu amb aigua més calmada i més estrets i en llocs entollats, així com braços de rius secundaris. També en senders petits que travessin el bosc i en basses. Les arpes es paren en passos amb cobertura arbòria baixa, a sota de ponts o sortides de túnels o mines.

Per comparar diferències en l'activitat dels ratpenats en relació a l'estructura forestal, cal fer estacions d'escolta de 5 minuts separades 100 m repartides per l'interior i el llindar exterior del bosc de ribera. Es fan simultàniament la mateixa nit que es realitzaran les captures.

S'intenta fer estacions de gravació automàtica: 2 detectors per cada bosc d'estudi, durant 4 nits seguides (interior bosc de ribera i llera riu). És interessant per veure l'abundància de quiròpters aquàtics al llarg de la nit a cada tram.

La major part dels contactes obtinguts provenen de gravacions d'ultrasons mitjançant la utilització d'un detector amb sistema heterodí i temps expiit (D240, D240x i D900, *Pettersson Elektronik AB*, figura 2). Es fan estacions d'escolta de 10 minuts entre juny i juliol (època de reproducció). L'activitat de quiròpters es determina mitjançant l'anàlisi d'aquests enregistraments amb el programa *Batsound Real Player 1.3.1* (Pettersson,

1999, figura 2). Les identificacions es basen en el pols d'ecolocació (FM, FM-CF o CF), en la freqüència de màxima energia, la durada dels polsos i la durada dels intervals entre polsos; i en alguns casos en la identificació de crits socials (Ahlén, 1990; Russo, 1999; Pfalzer & Khusch, 2003). La metodologia utilitzada per a la identificació correcta d'espècies s'ha establert en base a la comparativa amb diverses referències bibliogràfiques (Fenton & Bell, 1981; Donald & West, 1989; Russo et al., 1997; Vaughan et al., 1997; Ahlén & Baagoe, 1999; Parsons & Jones, 2000; Pfalzer & Khusch, 2003; Obrist et al., 2004; Preatoni et al., 2005, Siemers & Swift, 2006). També es comparen els senyals acústics amb patrons obtinguts, que formaran part d'una fonoteca catalana (Flaquer et al., 2004). En cas de dubte, tan sol es consideren grups o parelles acústiques.

Època: de finals de maig a principis de juny.

Equip: mínim de 4 persones (3 controlant les captures i 1 persona fent estacions d'escolta simultàniament).

3.1.9. Petits mamífers

En l'estudi dels petits mamífers (o micromamífers) cal tenir present l'estructura i la grandària del domini vital on aquests animals desenvolupen la major part de la seva activitat diària. Per tal d'obtenir una estima de la mida poblacional, normalment es fan servir metodologies de cens basades en la captura-recaptura. Aquestes estimes poblacionals poden veure's afectades per les variacions estacionals de l'activitat que determinen la seva detectabilitat (Seber, 1982). Paral·lelament, cal tenir en compte la variabilitat del ritme d'activitat diària segons l'espècie i època de l'any (Brown, 1956).

Per fer una estima de la riquesa específica i l'abundància relativa de petits mamífers de la zona d'estudi, es mostregen sectors o subtrams on el bosc de ribera sigui clarament diferenciat pel que fa a composició específica, estructura i extensió. Els mostreigs es fan mitjançant la col·locació de paranys de captura en viu tipus Sherman, altament selectius segons la grandària de l'animal (Torre *i altres*, en premsa). Els paranys es distribueixen en parcel·les rectangulars de 7x5 trampes des de la llera del riu cap a l'interior del bosc de ribera. Cada parcel·la, de 0,24 ha, estarà formada per cinc transectes paral·lels 7 trampes Sherman cada un, separades 10 m. Cada trampa s'enumera entre 1 i 35, i es separa cada un dels transectes (vegeu la taula 2).

29	30	31	32	33	34	35
28	27	26	25	24	23	22
15	16	17	18	19	20	21
14	13	12	11	10	9	8
1	2	3	4	5	6	7
RIU						

Taula 2: Esquema de la col·locació dels paranys "Sherman" per fer l'estudi de petits mamífers.

Aquests paranys es mantenen durant 3 nits consecutives, amb possibilitat de deixar-los-hi una quarta nit si el nombre de captures és molt baix (l'òptim és que hi hagi un mínim de 10 captures per nit). Com a esquer es fa servir una pasta elaborada amb tonyina, farina i oli.

De cada un dels exemplars capturats, se n'identifica l'espècie i se'n recullen les dades següents: sexe i estat d'activitat sexual; mesures biomètriques -pes (gr), longitud de la cua (mm) i longitud del peu posterior (mm)-. Finalment, es marquen els animals amb talls del pèl seguint un codi identificatiu que permeti individualitzar cada exemplar, i s'alliberen a la mateixa zona on han estat capturats. Les dades s'analitzen mitjançant el software CAPTURE (Restad i Burnham, 1991).

En concret, al riu Ter a Osona (Catalunya), els mostreigs s'han portat a terme a la tardor, preferentment el mes d'octubre, i simultàniament a tres zones diferents, per tal de minimitzar les diferències diàries, meteorològiques o ambientals que hi pugui haver. Si hagués estat possible, s'hagués repetit el mostreig fent un segon punt a cada zona, amb hàbitats equiparables als mostrejats a la primera campanya; però la climatologia i la disponibilitat del personal, dissortadament, no ho van permetre.

S'han seleccionat les àrees de: l'Illa de Gallifa i les Gambires, com a bosc de ribera ben consolidat i presència de pastures, altres espais oberts i braços de riu trenats; el Gelabert, on hi ha un bosc de ribera amb una bona estructura i arbres madurs, però amb forta presència d'espècies al·lòctones i on s'han aplicat millores forestals; finalment, el Despujol, que presenta molt poca amplada de bosc de ribera, sovint amb una única filera d'arbres, i molta proximitat als camps de conreu adjacents.

Època: tardor, preferentment al mes d'octubre (opcionalment, també primavera)

Equip: 2 persones

3.1.10. Grans mamífers

Cal tenir molt present els ritmes d'activitat de l'espècie alhora de plantejar la metodologia del cens (Mauget i Sampere, 1978). Per obtenir índexs d'abundància, solen ser emprats els recomptes de petjades, sobretot 2-3 dies després de ploure en substrat tou i, damunt de la neu, 1-2 dies després de nevar (Overton, 1971, McCaffery, 1976, Hansson, 1979, Jenkins i Burrows, 1980, Gasaway, 1983). Un altre recompte és el de restes fecals (Riney, 1957; Bull, 1981). Cal tenir present que els índexs d'abundància a partir de restes fecals no són del tot fiables i depenen molt de l'espècie, ja que mostren una distribució en molts casos contagiosa o heterogènia en l'espai i en el temps (Collins, 1981). Es fa servir el "Sign surveys" (Clevenger, 1993), transectes de recompte de senyals de presència d'espècies en bandes (3 metres de costat).

El primer transecte és sempre al llarg de tota la llera del riu i el segon de tornada lateralment pel camí o sender de l'interior. S'anoten totes les mesures dels rastres i senyals trobats i se'n prendran fotografies. S'apunta la coordenada de cada punt i s'omplirà una fitxa específica (vegeu l'annex 3).

En llocs amb rastres d'interès o dubtosos també es farà servir el trampeig fotogràfic (1-3 càmeres Scout Guard). Específicament per a la rata d'aigua, es col·loquen càmeres en llocs amb presència possible d'aquesta espècie. El cas del riu Ter, sobretot als afluents laterals.

A més a més, quan es fan captures de peixos simultàniament, s'aprofita per posar càmeres trampa als punts on es deixen uns quants exemplars de peixos al·lòctons (fora de l'aigua), amb el propòsit de comprovar quines espècies vénen a menjar-se peix.

Els resultats es poden comparar com a índex quilomètric d'abundància (IQA).

Època: maig (es prioritza l'època amb un nivell baix d'aigua).

3.2. Qualitat hidromorfològica

La morfologia fluvial es caracteritza a partir de molts paràmetres diferents. Alguns només es fan servir per a la caracterització, és a dir, com a informació descriptiva del tram; altres també s'empren per avaluar la qualitat morfològica dels rius. És recomanable incloure aquestes mesures a les xarxes de control, per tal de tenir les masses d'aigua ben caracteritzades i poder avaluar canvis a llarg termini (ACA, 2006b).

La qualitat hidromorfològica s'avalua per mitjà d'una sèrie de caràcters que permeten descriure de manera genèrica les característiques hidromorfològiques de cada tram i subtram. Aquest paràmetres són essencialment (ACA, 2006b), el grau de sinuositat del riu, el pendent mitjà del riu, les variacions en amplada i profunditat del canal i, finalment, el tipus de vall fluvial.

Per avaluar l'impacte de la presència d'endegaments i/o obstacles a la connectivitat longitudinal (recloses, preses, bases de pont, etc.), s'afegeixen tres paràmetres més: la distància a l'obstacle, superior i inferior, el grau d'endegament de la llera i l'índex de connectivitat fluvial (ICF) (Solà *i altres.*, 2011).

Així mateix, el paper de la vegetació de ribera i de la qualitat dels altres hàbitats naturals hi és essencial, motiu pel qual s'avaluen també els índex de qualitat del bosc de ribera (QBR), de qualitat de la vegetació de ribera (IVF a Catalunya i IVR a Portugal), les estacions forestals, de qualitat de l'hàbitat aquàtic (IHF) i del conjunt fluvial (RHA).

Aquesta informació és d'una gran importància tant per a plantejar actuacions de restauració com per avaluar la seua evolució. Si s'hi combinen aquests indicadors juntament amb altres components geogràfics propis d'un sistema d'informació geogràfica, és pot calcular l'índex de restauració KT (Cortes *i altres*, 2002; Fernandes *i altres*, 2007).

3.2.1. Caracterització de la morfologia fluvial

La morfologia es determina per mitja de l'estudi de diversos elements associats a la geometria del canal fluvial (grau de sinuositat, pendent del riu, variacions de l'amplada i la fondària del canal fluvial i tipus de vall fluvial) i a algunes alteracions, concretament el grau d'endegament de la llera (ACA, 2006b; Prat *i altres*, 2008) i la distància entre obstacles, superior i inferior.

- a) **Grau de sinuositat:** el grau de sinuositat (SI) es basa en les tipologies de canal i els càlculs de Pedersen *i altres* (2004). Primerament, es tipifica el tram en rectilini, sinuós, meandriforme o trenat. Per a les 3 primeres categories (rectilini, sinuós i meandriforme), el grau de sinuositat es pot calcular a través de mesures en SIG de la longitud del canal principal i de la longitud d'una línia recta que segueixi la vall o terrassa baixa del riu. Aleshores, la sinuositat (SI) es calcula segons la fórmula següent:

$$SI = \text{longitud del canal principal} / \text{distància en línia recta al llarg de la vall fluvial}$$

I el grau de sinuositat es classifica segons una de les tres categories de la taula 3.

Taula 3. Classificació del grau de sinuositat (Pedersen *i altres*, 2004).

Valor de SI	Grau de sinuositat
1,00 - 1,05	Recte
1,05 - 1,50	Sinuós
> 1,50	Meandriforme

- b) **Pendent del riu:** el pendent mitjà del canal fluvial es calcula com la diferència (en metres) en elevació entre dos punts del sistema fluvial dividit per la distància (en km) que els separa. El pendent es pot calcular a partir d'anàlisi amb SIG utilitzant les dimensions indicades a la taula 4.

Taula 4. Distància entre punts per a calcular el pendent en funció de les dimensions del riu (ACA, 2006b).

Mida del sistema fluvial	Distància entre punts per càlcul pendent (m)
Rius petits (ordre Strahler 1-2)	2000
Rius mitjans (ordre Strahler 3-4)	5000
Rius grans (ordre Strahler > 4)	10000

c) **Variacions de l'amplada i la fondària del canal fluvial:**

La **variació de l'amplada** (Var Amp) es defineix (ACA, 2006b) com la relació entre la dimensió màxima i mínima del canal fluvial (zona de crescudes ordinàries o domini públic hidràulic) a tot el tram d'estudi. L'amplada és la distància entre marge dret i esquerre (entre ambdós ribes) perpendicular a la direcció del flux, de forma independent a les illes que pugui haver-hi. Per grans rius, aquestes dimensions poden calcular-se a través de SIG.

$$\text{Var Amp} = \text{Amplada_màxima (m)} / \text{Amplada_mínima (m)}$$

Aquesta relació permet establir diferents categories de variació en amplada, com s'indica a la taula 5.

Taula 5. Categories segons la variació en l'amplada del canal fluvial (ACA, 2006b).

Variació en amplada
Molt elevada (> 2,00)
Elevada (1,51 – 2,00)
Moderada (1,26 – 1,50)
Baixa (1,11 – 1,25)
Molt baixa (1,00 – 1,10)

La **variació de la fondària** (Var Fond) es valora (Pedersen *i altres*, 2004; ACA, 2006b) a través d'un transecte transversal al riu per calcular la secció, i de l'apreciació visual durant la inspecció al llarg del tram. El transecte ha de ser realitzat preferiblement a zones de ràpids, i ha d'incloure la mesura tant de l'amplada del riu al moment del mostreig com l'amplada de la riba (o "bankfull", en terminologia anglosaxona). La riba es pot estimar com la distància entre el màxim nivell de l'aigua al marge dret i el màxim nivell al marge esquerre durant les crescudes ordinàries (marges del domini públic hidràulic). En sistemes fluvials amb valls molt planes, aquest paràmetre pot ser estimat

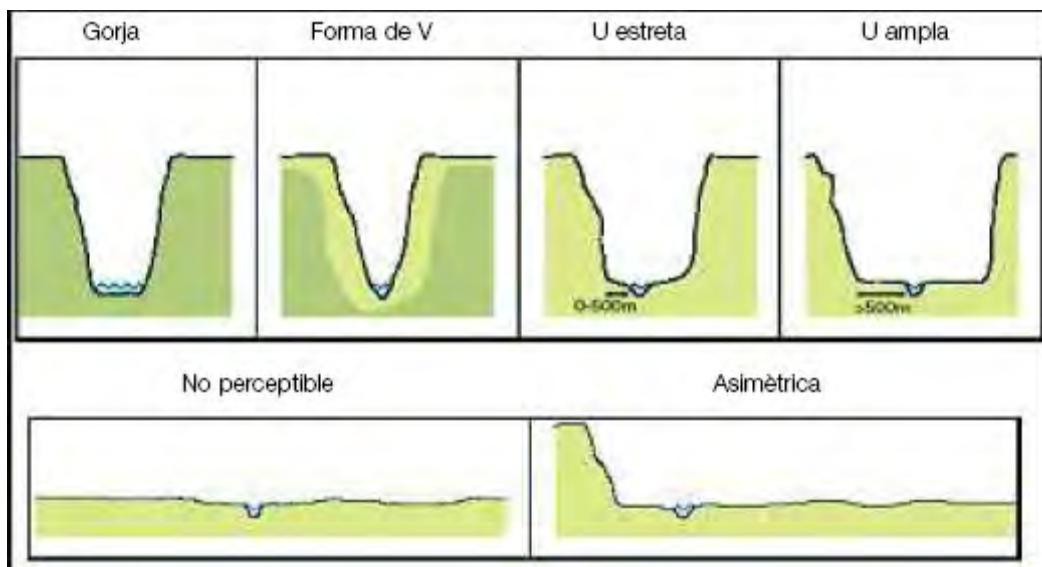
a partir de les línies de detritus dipositades pel sistema durant les riudes. La variació en fondària es determina com a baixa, mitjana o elevada, depenent de la variació de la fondària a les seccions mesurades i d'acord amb la figura 10.

Figura 10. Categories segons la variació de la fondària del canal fluvial (Pedersen *i altres*, 2004).



- d) **Tipus de vall fluvial:** s'assigna (Pedersen *i altres*, 2004; ACA, 2006b) per mitjà dels tipus de la figura següent, en una d'aquestes categories: i) gorja; ii) forma de V; iii) forma d'U estreta; iv) forma d'U ampla; v) no perceptible; vi) asimètrica.

Figura 11. Tipus de valls fluvials (Pedersen *i altres*, 2004).



- e) **Grau d'endegament de la llera:** el grau d'endegament de la llera (ACA, 2006b) s'avalua a partir de la determinació de la proporció de tram afectat per endegaments (obres o intervencions de condicionament hidràulic del riu) respecte de la longitud total del tram avaluat, considerant les característiques dels endegaments existents.

Es determina un valor quantitatiu del nivell d'endegament en base a la longitud total del tram d'estudi i de la longitud dels diversos trams endegats, ponderada pel tipus d'endegament, segons si afecta a una o a ambdues ribes (si afecta les dues ribes es computa com dues vegades la longitud de l'endegament), i segons el tipus d'endegament.

No és necessari que la persona que empleni el full de camp tingui una formació elevada, més enllà d'estar familiaritzada amb les característiques dels endegaments fluvials.

És un mètode senzill, fàcil i ràpid d'aplicar que permet fer una valoració a gran escala de la morfologia fluvial. El protocol es pot consultar a <http://mediambient.gencat.net/aca/ca//planificacio/directiva/protocols.jsp>

- f) **Distància entre obstacles, superior i inferior:** per a cada tram de mostreig, es calcula la distància en metres, superior i inferior, a l'obstacle transversal present més proper.

Època: tot l'any, sempre i quan els cabals no siguin extraordinaris per al tram avaluat

Equip: 2 persones

3.2.2. Tipologia de la riba

La riba, la part submergida permanentment o temporal, representa la interfase entre vegetació de ribera i la llera o làmina d'aigua del riu. Aquesta interfase és d'importància vital per al refugi i reproducció de les poblacions de peixos i macroinvertebrats. Per tant, la seva mesura ens pot aportar una relació entre els valors obtinguts en els mostreigs de macroinvertebrats i peixos i els de qualitat estructural del bosc de ribera.

Per conèixer la tipologia de la riba del riu a cada tram (marge i línia de la riba, equivalents als termes anglosaxons "streambank" i "shoreline", respectivament) es segueixen els criteris d'avaluació de Stevenson i Mills (1999). Les tècniques seleccionades per avaluar la tipologia de la riba es basen en l'observació visual i l'ús de determinats instruments.

Es fan servir una vara metàl·lica i un clinòmetre. Es selecciona un tram que faci entre 5 i 7 vegades l'amplada mitjana del canal. S'hi identifiquen punts de mesura separats uniformement -per exemple, cada 5 metres- per proporcionar 10 o més mesures per transecte:

- si fa pendent, s'hi mesura l'angle del marge;
- si fa bauma, s'hi mesuren tres elements: l'angle del marge (A1), la profunditat de la bauma (X1) i la profunditat de l'aigua a l'extrem exterior de la bauma (Y1).

Cada sèrie de mesures sol incloure tant ribes amb pendent com ribes amb bauma. S'obtindrà la mitjana de tots els angles mesurats per obtenir l'angle mitjà de la riba, les profunditats de les baumes i les profunditats de l'aigua a l'extrem exterior de les baumes (considerant el valor de 0 en els casos que no hi hagi baumes).

Època: tot l'any, sempre i quan els cabals no siguin extraordinaris per al tram avaluat

Equip: 2 persones

3.2.3. Índex de Connectivitat Fluvial (ICF)

La nova versió de l'índex de connectivitat fluvial (ICF) (Solà *i altres.*, 2011) és una eina per conèixer de manera simple la possibilitat que un obstacle a la llera del riu sigui franquejable o no per a la ictiofauna. Per aplicar aquest índex es prenen mesures que defineixen la tipologia de l'obstacle (l'alçada, el material, el pendent, etc.), les característiques hidrològiques del pas de l'aigua per l'obstacle, etc.

La nova versió de l'índex de connectivitat fluvial (ICF) (SOLÀ *i altres*, 2011) és una eina per conèixer de manera simple la possibilitat que un obstacle a la llera del riu sigui franquejable o no per a la ictiofauna. Per aplicar aquest índex es prenen mesures que defineixen la tipologia de l'obstacle (l'alçada, el material, el pendent, etc.), les característiques hidrològiques del pas de l'aigua per l'obstacle, etc.

La Directiva marc de l'aigua defineix, per a la avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius, valorar entre altres factors, la continuïtat fluvial. L'existència d'obstacles transversals a la llera fluvial té importants conseqüències ecològiques, i es considera una de les principals causes del declivi de moltes espècies de peixos continentals. Per això s'ha dissenyat l'Índex de Connectivitat Fluvial (ICF), que encara que només considera els peixos i no altres compartiments afectats (aigua i sediments), pot ser utilitzat com a part integrant del protocol complet d'avaluació de la qualitat hidromorfològica dels rius a (protocol HIDRI; ACA, 2006b).

L'ICF consta de tres grans blocs. En un primer bloc es valora l'obstacle a analitzar: dimensions, volum d'aigua necessari per a la natació i el salt, i altres característiques, i determina quins grups d'espècies són capaces de superar-lo. Un segon bloc permet avaluar el o els dispositius de pas per a peixos, en cas que n'hi hagi. Donada la diversitat de dispositius de pas per a peixos existents, aquests dispositius s'han classificat en dispositius propers a la natura, dispositius tècnics d'ampli espectre i dispositius tècnics específics o molt mecanitzats. Per a cada tipologia s'avaluen els paràmetres limitants de la seva funcionalitat i es determinen els grups de peixos que els podran fer servir. Un tercer bloc uneix els resultats dels dos blocs anteriors i hi afegeix una sèrie de moduladors en relació a l'obstacle i el o els dispositius, així com una valoració associada a la capacitat de migració dels peixos aigua avall de l'obstacle. Finalment, l'ICF classifica el nivell de connectivitat en cinc rangs, de molt bona a dolenta, en funció del grau de franquejabilitat per a les diferents espècies potencialment presents.

En el cas del riu Ter a la plana de Vic (Osona, NE de Catalunya), s'ha aplicat als 20 obstacles localitzats a la zona d'estudi.

Època: tot l'any, sempre i quan els cabals no siguin extraordinaris per al tram avaluat

Equip: 2 persones

3.2.4. Estimació del cabal

En alguns punts, es fa una estimació del cabal mitjançant un transecte transversal. El cabal es mesura de manera directa d'acord amb el mètode velocitat-àrea (Hauer i Lamberti, 2006) i per mitjà d'un correntòmetre de molinet –model FP101 de Global Water-.

3.2.5. Índex de l'Hàbitat Fluvial (IHF)

L'Índex d'Hàbitat Fluvial (IHF) (Pardo *i altres*, 2002) és un índex d'avaluació de l'heterogeneïtat dels hàbitats fluvials presents en un tram de riu. És necessari saber si un riu és molt o poc divers quant als hàbitats per garantir l'aplicabilitat dels índexs biològics emprats. Aquest índex té en compte diverses característiques de l'hàbitat fluvial que influeixen en la distribució dels organismes aquàtics com el grau d'inclusió del sediment, la freqüència de ràpids, la composició del substrat, els règims de velocitat – profunditat, el percentatge d'ombra sobre la llera, els elements d'heterogeneïtat i la cobertura de la vegetació aquàtica.

L'IHF va ser desenvolupat per avaluar l'aplicabilitat dels índexs biològics basats en macroinvertebrats aquàtics de l'ecosistema fluvial; s'aplica a la mateixa zona i al mateix temps que es realitzen els mostreigs de macroinvertebrats aquàtics.

Aquest paràmetre és important per conèixer la potencialitat d'un tram de riu per al manteniment d'una determinada diversitat biològica. Així doncs, valors prou elevats d'aquest índex garanteixen que la categoria de qualitat obtinguda a partir dels índexs biològics seran indicadors de la qualitat fisicoquímica del tram d'estudi durant els darrers dies. Els resultats de l'IHF no expressen estrictament un nivell de qualitat, però la seva determinació és important per valorar si el resultat del mostreig biològic és representatiu o no, perquè aquests resultats es poden veure alterats de manera significativa per la morfologia fluvial (si l'IHF < 40).

Tot i que no està dissenyat per avaluar la qualitat de l'ecosistema fluvial per si mateix, l'IHF sovint és indicador de pertorbacions que poden degradar l'hàbitat fluvial sense alterar la qualitat fisicoquímica de l'aigua, com abocament de sediments, manca de cabal, extraccions d'àrids o afectacions a la vegetació de ribera.

La valoració es duu a terme sobre la base de l'estudi de set característiques diferents que fan referència a l'estat de l'hàbitat fluvial:

- Inclusió de ràpids-sedimentació de basses.
- Freqüència de ràpids.
- Composició del substrat i mida de les partícules.
- Règims de velocitat/profunditat.
- Percentatge d'ombra a la llera.
- Elements d'heterogeneïtat.
- Cobertura i diversitat de la vegetació aquàtica.

Cadascun d'aquests blocs es puntua de manera independent. La suma dels subapartats dóna un valor total de l'índex entre 0 i 100 punts.

S'aplica a la mateixa zona i al mateix temps que es realitzaven els mostreigs de macroinvertebrats aquàtics.

Època: tot l'any, sempre que els cabals no siguin extraordinaris per al tram avaluat

Equip: 2 persones

3.2.6. River Habitat Survey (RHS)

El River Habitat Survey (RHS) (Raven i altres, 1998), desenvolupat al Regne Unit des de l'any 1993, és un altre mètode, més complex, per avaluar l'estat i la qualitat de l'hàbitat fluvial. L'índex RHS s'aplica en trams de 500 metres. A cada tram es fan 10 perfils en punts escollits a l'atzar, on s'observen variables diverses: el tipus de substrat, el tipus de flux, la vegetació aquàtica, característiques de l'erosió o sedimentació al llit del riu, l'estructura morfològica i els usos del sol a cada banda del riu. La qualitat de l'hàbitat s'avalua a partir de la diversitat d'aquests caràcters mitjançant una anàlisi de components principals (ACP).

Es divideix cada un dels trams en 10 parts iguals i a cada una d'aquestes parts s'ha escollit un metre a l'atzar (mitjançant el paquet informàtic Excel), on es prenen les dades d'un perfil concret.

Els resultats es donen en dues parts. Una consisteix en l'avaluació de la qualitat de l'hàbitat (Habitat Quality Assessment Score o HQAS); s'obté comparant les dades obtingudes amb altres de punts amb diferents graus de qualitat de l'hàbitat, amb puntuacions màximes de 100. Indica, de manera general, la diversitat d'hàbitats riberencs existents al sector analitzat. Com més gran sigui la puntuació, serà més elevada la categoria de qualitat de l'hàbitat riberenc.

Així mateix, l'altra part de l'índex RHS, el grau d'alteració o modificació de l'hàbitat (Habitat Modifications Score o HMS), indica el grau de modificació del riu i la presència d'estructures artificials al tram analitzat. Valora la presència d'infraestructures, construccions i altres alteracions de l'hàbitat fluvial. Com més elevat, més gran és el grau d'artificialització. Els seus valors oscil·len entre l'1 (hàbitat prístí o seminatural); 2 – predominantment no modificat; 3 –modificat visiblement i 4 –modificat significativament; i 5 -modificat severament).

Al riu Ter, s'han fet un total de 22 transectes amb distàncies que oscil·len entre els 350 metres (BA) i 705 metres (GAM a fora) (vegeu annex). S'ha dividit cada un dels trams en 10 parts iguals i a cada una d'aquestes parts s'ha escollit un metre a l'atzar (mitjançant el paquet informàtic Excel), on es prenen les dades d'un perfil.

També s'ha calculat a la conca del riu Oudeluca, a l'Algarve (sud de Portugal).

Època: tot l'any, sempre i quan els cabals no siguin extraordinaris per al tram avaluat

Equip: 2 persones

3.2.7. Qualitat del bosc de ribera (QBR)

La vegetació de ribera és part integral de l'ecosistema fluvial i hi desenvolupa un paper molt important, que defineix el tipus de riu i la seva conservació. La vegetació de ribera contribueix a millorar la qualitat fisicoquímica de l'aigua (pot retenir una part molt important dels nutrients), és una font de matèria orgànica en forma de fullaraca, branques, etc., aliment per una part de la fauna aquàtica; té un paper cabdal en la conservació de la biodiversitat perquè també dóna refugi a una gran varietat d'animals i proporciona una gran quantitat d'ambients o hàbitats a mig camí del riu i el bosc adjacent a la zona al·luvial

L'índex de Qualitat del Bosc de Ribera (QBR) (Prat *i altres*, 2000; Agència Catalana de l'Aigua, 2006b) qualifica l'ecosistema de ribera amb valors entre 0 i 100. A aquesta puntuació s'hi arriba considerant quatre característiques del sistema de ribera (cada una d'elles valorada en 25 punts). L'observador identifica les principals espècies vegetals i les condicions de la ribera i la riba d'un tram d'uns 100 metres de llargada aproximadament, seguint els passos del protocol. S'acostuma a calcular durant el mostreig de primavera. És recomanable fer una fotografia del lloc i situar-lo geogràficament amb coordenades UTM. Per tal d'avaluar correctament la riquesa d'espècies, es fa un llistat dels arbres i arbusts de ribera presents.

L'índex està subdividit en quatre apartats descriptius del nivell de conservació del tram fluvial -cadascun dels apartats puntua de 0 a 25-:

- Grau de cobertura vegetal de la zona de ribera.

- Estructura de la coberta.
- Naturalitat i complexitat de la coberta (riquesa d'espècies).
- Grau de naturalitat o d'alteració del canal fluvial.

No és necessari que la persona que empleni el full de camp tingui una formació gaire elevada més enllà del coneixement bàsic de les espècies d'herbívors, arbusts i arbres de ribera, ni un cert grau d'entrenament previ en l'ús del protocol.

Al Ter s'aplica aquest índex a cada un dels 62 punts de mostreig, prenent-se aquest punt com a centre del transsecte. Per tant la valoració de l'índex es realitzava 50 metres amunt i 50 metres avall del punt de mostreig on més de avaluar cada una de les característiques de l'índex, s'anotaven les espècies vegetals (arbustives i arbòries), i es diferenciava si aquestes eren autòctones o bé al·lòctones. Aquest índex es comparava amb els inventaris forestals, d'on s'obté una valoració de l'estructura del bosc, per avaluar-ne la complementarietat.

També s'ha calculat als cursos fluvials de l'Algarve (sud de Portugal) i a la conca del riu Guadiana a Extremadura (SO d'Espanya).

Època: la segona meitat de la primavera i estiu

Equip: 2 persones

3.2.8. Inventaris forestals

La caracterització de l'estructura del bosc de ribera es fa en parcel·les circulars. Es mesuren dues o tres estacions forestals fent-les coincidir amb les estacions de mostreig d'ocells i de quiròpters, els transsectes de mamífers i els punts de determinació de l'índex de qualitat del bosc de ribera, QBR. Les parcel·les emprades per a l'inventari de l'hàbitat són circulars, de 10 metres de radi per a les dades dasomètriques (distribució diamètrica, alçades, estratificació, tipologia i afectació de les capçades dels arbres i fusta morta) i de 25 metres per al recobriment arbustiu i l'abundància de regenerat arbori.

Per cada localitat de mostreig es fan 2 o 3 parcel·les forestals. Una primera parcel·la correspon a la vegetació de ribera de primera línia. La segona estació, a 50 m en la vertical o diagonal de la primera, correspon a la vegetació de ribera de segona línia. Si hi ha prou amplada del bosc de ribera, s'emplaça una tercera estació de l'inventari forestal, per obtenir una estima de l'heterogeneïtat espacial millor.

L'inventari l'efectuen dues persones equipades amb forcípula, hipsòmetre Blume-leiss, cintes mètriques i cordes, GPS, guies d'identificació d'arbres i arbusts i les fitxes de registre de dades (vegeu l'annex 2). El centre de cada parcel·la es marca amb pintura al tronc d'un arbre i es localitza amb un GPS.

Època: la segona meitat de la primavera i estiu

Equip: 2 persones

3.2.9. Índex KT

S'assumeix que la vegetació ribereña respon als canvis d'ús dels terrenys més propers i del conjunt de la conca. La degradació de les riberes fluvials (per fragmentació, reducció de l'amplada de la ribera, canvis en l'estructura vertical, etc.) pot ser quantificat per descriptors del paisatge a través de patrons espacials, que ahora reflecteixen els processos ecològics.

L'índex KT (Cortes *i altres*, 2002; Fernandes *i altres*, 2007) permet desenvolupar un mapa de l'estat de conservació dels sistemes fluvials amb el propòsit de:

- Identificar els trams degradats i el tipus de pressions a què es troben subjectes.
- Suggereix les mesures de requalificació i restauració necessàries a escala de tram i de conca, a banda d'incorporar també les pressions a què es troben exposats.

La metodologia d'aquest índex es basa en

1. Dividir la xarxa fluvial en unitats hidrogeomorfològiques (UFH). Les UFH són la geologia, la precipitació mitjana anual, l'altimetria i la classificació dels ordres de Strahler.
2. Combinar les variables UFH amb variables que representen pressions antropogèniques (Kí's): densitat de la població humana, densitat de carreteres, etc (vegeu la taula següent).
3. Calcular l'índex KT per a cada tram fluvial ($KT = \sum Ki / nKi$).
4. El KT es pot validar: les pressions antropogèniques van associades a la resposta ecològica.
5. Identificar els trams més degradats i proposar mesures de requalificació i restauració, tenint en compte les pressions a les que estan exposats.

Finalment, l'índex KT qualifica l'ecosistema de ribera en cinc categories de qualitat.

S'ha calculat a la conca del riu Oudeluca, l'Algarve (sud de Portugal) i al riu Ter a la plana de Vic (Osona, NE de Catalunya).

Taula 6. Variables que representen pressions antropogèniques (Kí's) emprades en el càlcul de l'índex KT (Cortes *i altres*, 2002).

Pressure Variables	Variable's Features	Justification	Class
K1 - Urban settlement (Hab/ km²)	Depends:	0	Very Good
	- The size of urban settlement	1-100	Good
	- Proximity to the reaches (buffer 1km)	100 - 400	Median
		400 - 2000	Poor
		2000 - 4000	Very Poor
K2 - Communication routes (km/km²)	Depends:	0	Very Good
	- Kilometers of communication per reach basin area	0,01 - 0,05	Good
	- Type of road (weighting factors as the aggression)	0,06 - 0,12	Median
	- Proximity/Intersection of the reaches with the communication routes	0,13 - 0,21	Poor
		0,22 - 0,36	Very Poor
K3 - Pollution sources (N^o/ km²)	Depends:	0,00 - 0,01	Very Good
	Number and proximity of pollution sources (agriculture, agro industries, industries, discharges of sewage, rubbish dumps and mines)	0,01 - 0,05	Good
		0,05 - 0,28	Median
		0,29 - 0,51	Poor
		0,51 - 2	Very Poor
K4- Pollutants (mg/l)	Information expressed in mg/l CBO ₅ (source: INAG, 2005)	0 - 2,20	Very Good
		2,20 - 4,4	Good
		4,4 - 13	Median
		13 - 40	Poor
		40 - 60	Very Poor
K5 - Proximal agricultural use (%)	Percentage of agricultural land use occupation within a buffer of 250m around each reach section	0 - 25	Very Good
		25 - 45	Good
		45 - 60	Median
		60 - 75	Poor
		75 - 100	Very Poor
K6 - Distal agricultural use (%)	Percentage of high aggression agricultural use on the river system (crops of high export of nutrients and high rate of water)	0 - 0,5	Very Good
		0,6 - 3	Good
		3,1 - 4,1	Median
		4,2 - 12,4	Poor
		12,5 - 46,4	Very Poor
K7- Hidromorphology	Information relative to the degree of anthropogenic modification - "Habitat Modification Score" methodology River Habitat Survey (Raven et al. 1997-a), complemented with the field census of morphological changes(bridges and impoundments)	1	Very Good
		2	Good
		3	Median
		4	Poor
		5	Very Poor

3.2.10. Supervivència d'esqueixos i plançons / èxit del control de vegetació exòtica

A la tardor, es revisen les plantacions efectuades amb el propòsit de conèixer el % de supervivència d'esqueixos i plançons.

També a la tardor, i com a mínim al cap de 60 dies després de l'aplicació de l'herbicida (glifosat) –pintant la superfície de la soca acabada de talla-, s'avalua el % del seu èxit.

S'ha calculat a la conca del riu Oudeluca, l'Algarve (sud de Portugal) i al riu Ter a la plana de Vic (Osona, NE de Catalunya).

Època: tardor

Equip: 2 persones

3.2.11. Aplicació del Protocol de seguiment d'acords de custòdia

L'objectiu de la custòdia fluvial és generar la responsabilitat dels usuaris i propietaris vinculats a rius i zones humides, però també de les administracions competents, per tal d'afavorir la conservació i millora de la biodiversitat i el seu estat ecològic. Custòdia és guardar, conservar, respectar o tenir cura de la terra i els sistemes aquàtics. Normalment es fa a través d'un acord de custòdia, mecanisme de gestió que compta amb un procediment voluntari entre el propietari d'una finca i una entitat de custòdia – com a mínim- per tal d'assegurar la conservació dels seus valors i recursos naturals, culturals i paisatgístics.

El protocol de seguiment d'acords de custòdia de la Xarxa de Custòdia del Territori s'aplica només als espais on s'ha efectuat actuacions de conservació i restauració i on hi ha un acord (verbal o escrit) de custòdia fluvial. Es pot consultar a: www.viulaterra.cat

Aquesta aplicació anual del protocol permet confirmar i comprovar, en part, si les actuacions de custòdia desenvolupades són efectives per a la conservació del patrimoni natural, cultural i paisatgístic. Es fan fotografies georeferenciades i en un mateix recorregut predeterminat. A més, el seguiment dels acords de custòdia ha de permetre treballar i millorar la relació amb el propietari/gestor de la finca (públic o privat), i/o els altres agents implicats, obtenir informació detallada de l'estat de la zona de forma periòdica, veure si l'acord establert realment ajuda a assolir els objectius de conservació, identificar oportunitats de gestió per al futur i detectar possibles conflictes de forma prematura i facilitar-ne la resolució. Aquest protocol s'aplica, com a mínim, un cop a l'any, sempre que sigui possible a la mateixa època (preferiblement durant la primavera).

S'ha aplicat al riu Ter a la plana de Vic (Osona, NE de Catalunya).

Època: primavera

Equip: 1 persona + propietari i/o gestor de l'espai amb acord de custòdia

3.3. Qualitat fisicoquímica

3.3.1. Paràmetres bàsics

Els paràmetres fisicoquímics analitzats són els més rellevants per la comunitat d'organismes. Permeten una interpretació de les dades en termes de contaminació i eutrofització i obtenir una visió general de les característiques fisicoquímiques bàsiques de l'aigua. Uns es calculen directament al camp, per mitjà de sondes portàtils, altres, a partir de les mostres d'aigua preses, s'obtenen al laboratori.

Al camp i sempre de manera puntual –durant uns quants minuts de lectura- es mesura:

- la conductivitat elèctrica i el pH de l'aigua.
- L'oxigen dissolt a l'aigua i la temperatura de l'aigua.

Al mateix temps, es recullen mostres d'aigua per a ser analitzades **al laboratori**: les anàlisis d'amoni es fan seguint el mètode Nessler, espectrofotomètric per destil·lació/valoració, d'acord amb la metodologia UNE – EN 25663, les de fosfats per mètode espectrofotomètric d'acord amb la metodologia UNE – EN 1189 i cromatografia iònica, les de nitrits, nitrats, fosfats, clorurs i sulfats per cromatografia iònica i les de sòlids en suspensió d'acord amb la metodologia UNE – EN 872.

Es disposa d'una base de dades important d'aquests paràmetres a totes les conques estudiades, tant als cursos fluvials de l'Algarve (sud de Portugal), com de la conca del Guadiana (Extremadura, SO d'Espanya) i del riu Ter (NE de Catalunya).

Època: primavera i estiu

Equip: 2 persones

3.3.2. Índex de qualitat de l'aigua per a la vida piscícola (IP)

De manera natural, els peixos d'un tram determinat de riu depenen de diferents factors: del règim hidrològic del riu, de la presència d'hàbitats per als peixos (refugis, llocs de fresa, etc.) o de l'aliment necessari. D'altra banda, les característiques químiques de l'aigua també poden estar determinant les poblacions de peixos del riu, tant la diversitat d'espècies com l'abundància d'organismes.

L'índex de qualitat de l'aigua per a la vida piscícola (IP) (Prat *i altres*, 2000) és un índex multiparamètric que indica la capacitat dels ecosistemes fluvials per permetre l'establiment de comunitats de peixos estables en funció de diversos paràmetres relacionats amb la qualitat química de l'aigua (oxigen dissolt, sòlids en suspensió i concentracions de nitrits i amoni). No considera però, aspectes hidrològics, d'hàbitat ni de competència amb espècies al·lòctones. Així doncs, aquest índex és un paràmetre interessant ja que integra els principals paràmetres que estan relacionats amb la qualitat química de l'aigua i obté els diferents rangs de qualitat d'acord amb les condicions químiques mínimes que ha de tenir una aigua per tal que les poblacions d'aquests peixos es puguin desenvolupar amb normalitat.

L'IP s'ha calculat al riu Ter (NE de Catalunya).

Època: mostres preses preferentment a la primavera i l'estiu

Equip: 1 persona (treball de gabinet)

3. Bibliografia

Agència Catalana de l'Aigua (ACA). 2006a. *BIORI. Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 89 pp. Disponible a internet: <http://aca-web.gencat.cat/aca>.

Agència Catalana de l'Aigua (ACA). 2006b. *HIDRI. Protocol per a la valoració de la qualitat hidromorfològica dels rius*. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 158 pp. Disponible a internet: <http://aca-web.gencat.cat/aca>.

AGUIAR, F. C., I. MOREIRA e M. T. FERREIRA. 2001. Exotic and native vegetation establishment following channelization of a western Iberian river. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 509-526.

ALBA-TERCEDOR, J. & SÁNCHEZ-ORTEGA, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.

ALBA-TERCEDOR, J.; JÁIMEZ-CUELLAR, P.; ÁLVAREZ, M, AVILÉS, J.; BONADA, N.; CASAS, J.; MELLADO, A.; ORTEGA, M.; PARDO, I.; PRAT, N.; RIERADEVALL, M.; ROBLES, S.; SÁINZ-CANTERO, C. E.; SÁNCHEZ-ORTEGA, A.; SUÁREZ, M. L.; TORO, M.; VIDAL-ALBARCA, M. R.; VIVAS, S. & ZAMORA-MUÑOZ, C. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*, 21: 175-185.

BAIN, M. B. & N. J. STEVENSON (ed.). 1999. *Aquatic habitat assessment: common methods*. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland (EUA).

BAUCELLS, J., J. CAMPRODON & M. ORDEIX. 1999. *La Fauna Vertebrada d'Osona. Atlas dels Peixos, els Amfibis, els Rèptils, els Ocells i els Mamífers actuals i extingits recentment de la Plana de Vic, el Pre-pirineu, el Collsacabra, les Guilleries, el Montseny i el Lluçanès*. Lynx Edicions, SL. Barcelona. 246 pp.

BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, B. D.; SNYDER, B. D. and STRIBLING, J. B. (ed.). 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C.

BAIN, M. B. and N. J. STEVENSON (Eds.). 1999. *Aquatic Habitat Assessment. Common Methods*. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland, EUA. 216 pp.

BOADA, M.; MAYO, S. & MANEJA, R. (ed.). 2008. *Els sistemes socioecològics de la conca de la Tordera*. Institució Catalana d'Història Natural, filial de l'Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 541 pp.

BOLÒS, O. 1959. *El paisatge vegetal de dues comarques naturals: la Selva i la Plana de Vic*. Arxius de la Secció de Ciències, XXVI. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona. 169 pp.

CAFFREY J. 1987. Macrophytes as indicators of organic pollution in Irish rivers. In: D. Richardson (Editor), *Biological Indicators of Pollution*, Royal Irish Academy, Dublin:77-87.

CASAS, C. & NINOT, J. M. 1995. Estudi fitocenològic de les pastures de la Plana de Vic. I: Comunitats vivaces (*Mesobromion i Aphyllantion*). *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 62: 25-52. Institució Catalana d'Història Natural, filial de l'Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.

CASAS, C. & NINOT, J. M. 1996. Estudi fitocenològic de les pastures de la Plana de Vic. II: Comunitats terofítiques (Thero-Brachypodietea) i síntesi. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 63: 27-50. Institució Catalana d'Història Natural, filial de l'Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.

CASAS, C. 2002. La vegetació. Dins PONCE, S. (coord.). *Gurb. Un poble arrelat a la terra*. Ajuntament de Gurb.

Castroviejo, S., Aedo, C., Benedí, C., Laínz, M.; Muñoz Garmedia, F., Nieto Feliner, G. Paiva, J. (eds.) 1997a. *Flora Iberica, Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*, Vol VIII, Haloragaceae-Euphorbiaceae, Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, Spain.

Castroviejo, S., Aedo, C., Cirujano, S., Laínz, M., Monserrat, P., Morales, R., Muñoz-Garmendia, F., Navarro, C., Paiva, J. e Soriano, C., 1993a. *Flora Iberica, Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Vol III. Platanaceae - Plumbaginaceae (partim)-Capparaceae, Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid, Spain.

Castroviejo, S., Aedo, C., Gómez Campo, C., Laínz, M.; Monserrat, P., Morales, R., Muñoz Garmedia, F., Nieto Feliner, G., Rico, E., Talavera, S. e Villar, L. (eds.) 1993b. *Flora Iberica, Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*, Vol IV, Cruciferae-Monotropaceae, Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, Spain.

Castroviejo, S., Laínz, M., López González, G., Monserrat, P., Muñoz Garmedia, F., Paiva, J. e Villar, L. (eds.) 1986. *Flora Iberica, Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*, Vol I, Lycopodiaceae-Papaveraceae, Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, Spain.

Castroviejo, S., Laínz, M., López González, G., Monserrat, P., Muñoz Garmedia, F., Paiva, J. e Villar, L. (eds.) 1990. *Flora Iberica, Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*, Vol II, Platanaceae-Plumbagianaceae (partim), Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, Spain.

Castroviejo, S; Aedo, C., Laínz, M.; Morales, R., Muñoz Garmedia, F., Nieto Feliner, G. e Paiva, J. (eds.) 1997b. *Flora Iberica, Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares*, Vol V, Ebenaceae-Saxifragaceae, Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, Spain.

CLAVERO, P.; MARTÍN-VIDE, J. & RASO, J. M.. 1996. *Atles climàtic de Catalunya. Termopluiometria*. Institut Cartogràfic de Catalunya, Departament de Política Territorial i Obres Públiques i Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya. Barcelona. 42 pp.

- CLAVERO, M.; BLANCO-GARRIDO F. & PRENDA, J. 2006. Monitoring small fish populations in streams: a comparison of four passive methods. *Fisheries research*, 78: 243-251.
- CORTES, R.; OLIVEIRA, S.; CABRAL, D.; SANTOS, S.; FERREIRA, M. T. (2002). "Different scales of analysis in classifying streams: from a multimetric towards an integrated system approach". *Archives fur Hydrobiology*, 13, 209-224.
- DEMARS BOL. e HARPER DH. 1998. The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. *Hydrobiologia* 384: 75-88.
- DESCY, J. P. i COSTE, M. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24:2112-2116.
- DOADRIO, I. (ed.). 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Ministerio de Medio Ambiente, 364 pp.
- EC. 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Official Journal of the European Communities.
- EC. 2007. *Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel*. Official Journal of the European Communities.
- EN14184:2003 "Water Quality – Guidance for the surveying of aquatic macrophytes in running waters",.CEN, Comité Européen de Normalization.
- ELOSEGUI, A. & Sabater, S. (ed.). 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*.Fundación BBVA. Bilbao (Euskadi). 444 pp.
- Environment Agency (EA), Scottish Environment Protection Agency (SEPA), Environment & Heritage Service (EHS). 2003. River Habitat Survey in Britain and Ireland. Field Survey Guidance Manual: 2003 Version. United Kingdom. 136 pp.
- Fernandes, M.R.; Ferreira, M.T.; Hughes, S.J.; Cortes, R.; Santos, J.M.; Pinheiro, P.J. 2007. Pré-Classificação da qualidade ecológica na bacia de Odelouca e sua Utilização em Directrizes de Restauro. Recursos Hídricos. *Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos*, 28 (3): 15-24.
- Ferreira, M.T., Aguiar, F., Albuquerque, A., Rodríguez-González, P. 2007. *Avaliação da Qualidade Ecológica das águas interiores portuguesas com base no elemento biológico macrófitos*. Relatório Final. Contrato nº2003/07/INAG 2004-2006. 301pp.
- Ferreira, M.T., Rodríguez-González, P., Aguiar F.C. e Albuquerque A. 2005. Assessing biotic integrity in Iberian rivers: development and evaluation of a multimetric plant index. *Ecological Indicators*, 5:137-149.
- Frissel, C.A.; Liss, W.J.; Warren, C.E. & Hurley, M.D. 1986. A Hierarchical Framework for Stream Habitat Classification: Viewing Streams in a Watershed Context. *Environmental Management*, 10:199-214.

- Gonzalez, P.M., M.T Ferreira & D. Espírito-Santo. 2003. Aplicação de um índice multimétrico para avaliação da qualidade ecológica de habitats e de galerias ribeirinhas. *Recursos Hídricos*. 24(2): 79-88.
- Ferreira, M.T., Rodriguez-González, P., Aguiar F.C. e Albuquerque A. 2005b. Assessing biotic integrity in Iberian rivers: development and evaluation of a multimetric plant index. *Ecological Indicators* 5:137-149.
- Ferreira, M.T., Aguiar, F., Albuquerque, A., Rodríguez-González, P. 2007. *Avaliação da Qualidade Ecológica das águas interiores portuguesas com base no elemento biológico macrófitos. Relatório Final*. Contrato nº2003/07/INAG 2004-2006. 301pp.
- FLAQUER, C., TORRE, I. & ARRIZABALAGA, A. 2007. Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy*, 88(2):526–533, 2007.
- FOLCH i GUILLÈN, R. 1986. *La vegetació dels Països Catalans*. Memòria 10. Institució Catalana d'Història Natural, filial de l'Institut d'Estudis Catalans. Ketres Editora, SL. 2a edició (corregida i ampliada). Barcelona. 541 pp.
- Franco, J. A. e Rocha Afonso, M.L. 2003. *Nova Flora de Portugal Vol III Fasciculo III*. Juncaceae-Orchidaceae. Escolar Editora. Lisboa
- Franco, J.A. (Ed.) 1971. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol I. Lycopodiaceae-Umbelliferae. Clethraceae-Compositae. Author Edition, Lisboa.
- Franco, J.A. (Ed.) 1984. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol II. Clethraceae-Compositae. Author Edition, Lisboa.
- Franco, J.A. e Rocha-Afonso M.L. 1994. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Alismataceae-Iridaceae; Vol III Fasciculo I. Escolar Editora, Lisboa.
- Franco, J.A. e Rocha-Afonso M.L. 1998. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Gramineae Vol III Fasciculo II. Escolar Editora, Lisboa.
- GASITH, A. & RESH, V. H. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30, 51-81.
- HAUER, F. R. & G. A. LAMBERTI (Ed.). 2006. *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego, Califòrnia (EUA). 877 pp.
- Holmes NTH, Newman JR, Chadd S, Rouen KJ, Saint L e Dawson FH. 1999. *Mean Trophic Rank. A User's Manual*. R&D Technical Report E38. Bristol: Environment Agency, UK.
- Holmes, N.T.H. 1995. *Macrophytes for water and other river quality assessments. A report for the National Rivers Authority*. National Rivers Authority, Anglian Region, Peterborough, UK.

INAG, I.P. 2008. *Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação Directiva Quadro da Água. I - Caracterização abiótica*. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG, I.P. 2009. *Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais – Rios e Albufeiras*. Ministério do ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

KENT, M. & P. COKER. 1995. *Vegetation Description And Analysis. A Practical Approach*. John Wiley & Sons. Exeter

KOTTELAT, M. & J. FREYHOF. 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. 646 pp.

LENAT, D. R. 1983. Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwater Invertebrate Biology*, 2: 192-198.

LEUNDA, P.M., B. ELVIRA, F. RIBEIRO, R. MIRANDA, J. OSCOZ, M.J. ALVES & M.J. COLLARES PEREIRA. 2009. International Standardization of Common Names for Iberian Endemic Freshwater Fishes. *Limnetica*, 28 (2): 189-202.

LOBÓN-CERVIÁ. 1991: *Estudio de poblaciones de peces en ríos. Pesca eléctrica y métodos de estima de la abundancia*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC. Madrid. 156 pp.

MUNNÉ, A., SOLÀ C. & PRAT N. 1998. QBR: Un índice para la evaluación de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del agua*, 175:20-37.

Nieto Feliner, G.; Jury, S.L. e Herrero (eds.) 2003. *Flora Iberica, Plantas vasculares de la Península Iberica e Islas Baleares*, Vol X, Araliaceae-Umbelliferae, Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, Spain

Nilsson, C. and G. Grelsson. 1995. The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology*, 32: 677-692.

Oliveira, J.M. (coord.), J. M. Santos, A. Teixeira, M.T. ferreira, P. J. Pinheiro, A. Galdes e J. Bochechas. 2007. *Projecto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios*. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.

ORDEIX, M. 1994. *La Qualitat dels Cursos Fluvials de la Comarca d'Osona. Informe dels anys 1992 i 1993*. CADAGUA i Consell Comarcal d'Osona. Vic. Inèdit.124 pp.

ORDEIX, M. & ORTIZ, J. 2009. Casos d'estudi: Osona i la Costa Brava. Pp 119-142. In ORTIZ, J. & ORDEIX, M. (ed.). *Espiadimonis, nàïades, sabaters i cuques de capsà. Els macroinvertebrats dels rius i zones humides de Catalunya*. Col·lecció La turbina, 3. Museu Industrial del Ter i Eumo editorial. Manlleu (Osona, Catalonia). 171 pp.

Paiva, J.; Sales, F.; Hedge, I.C.; Aedo, C.; Aldasoro, J.J.; Castroviejo, S.; Herrero, A. e Velayos (eds.) 2002. *Flora Iberica, Plantas vasculares de la Península Iberica e Islas*

Baleares, Vol XIV, Myoporaceae-Campanulaceae. Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, Spain.

PARDO, I.; ÁLVAREZ, M.; CASAS, J.; MORENO, J. L.; VIVAS, S.; BONADA, N.; ALBA-TERCEDOR, J.; JÁIMEZ-CUELLAR, P.; MOYA, G.; PRAT, N. L.; ROBLES, S.; SUÁREZ, M. L.; TORO, M. & VIDAL-ALBARCA, M. R. 2002. El hàbitat de los ríos mediterràneos. Diseño de un índice de diversidad de hàbitat. *Limnetica*, 21:115-133.

PEDERSEN, M.L.; OVESEN, N.B.; FRIBERG, N.; CLAUSEN, B.; LETHOTSKY, M. I GRESKOVÁ, A. 2004. *Hydromorphological assessment protocol for the Slovak Republic*. Annex 1. In: Establishment of the Protocol on Monitoring and Assessment of the Hydromorphological Elements. Twinning light Project no. TLP 01-29.

PRAT, N.; MUNNÉ, A.; RIERADEVALL, M.; SOLÀ, C. & BONADA, N. 2000. Ecostrimed. Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis. Estudis de la qualitat ecològica dels rius, 8. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient. Barcelona. 94 pp.

PRAT, N.; MUNNÉ, A.; SOLÀ, C., CASANOVAS-BERENGUER, R.; VILA-ESCALÉ, M.; BONADA, N.; JUVANY, J., MIRALLES, M.; PLANS, M. & RIERADEVALL, M. 2002. La qualitat ecològica del Llobregat, el Besòs, el Foix i la Tordera. Informe 2000. Diputació de Barcelona. Àrea de Medi Ambient (Estudis de la Qualitat Ecològica dels Rius; 10). Barcelona. 163 pp.

PRAT, N., PUÉRTOLAS, L. & RIERADEVALL, M.. 2008. *Els espais fluvials. Manual de diagnosi ambiental*. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient. Barcelona. 117 pp.

RAVEN, P.J., BOON, P.J., DAWSON, F.H. & FERGUSON, A.J.D. 1998. Towards a integrated approach to classifying and evaluating rivers in UK. *Aquatic conservation marine and Freshwater ecosystems*, 8(4), 383-393.

REGUANT, S., BUSQUETS, P. & VILAPALANA, M. 1986. *Geologia de la Plana de Vic*. Col·lecció Osona a la Butxaca, 9. Servei de Publicacions del Patronat d'Estudis Osonencs. Vic. 105 pp.

SOLÀ, C., M. ORDEIX, Q. POU-ROVIRA, N. SELLARÈS, A. QUERALT, M. BARDINA, A. CASAMITJANA & A. MUNNÉ. 2011. The longitudinal connectivity within the hydromorphological quality assessment of rivers. The ICF index and its application to Catalan rivers. *Limnetica*, in process.

SOSTOA A., N.M. CAIOLA, D. VINYOLES, S. SÁNCHEZ, C. FRANCH, F. CASALS, L. GODÉ & A. MUNNÉ. 2003. *Desenvolupament d'un índex d'integritat biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental dels rius de Catalunya. Aplicació de la Directiva Marc en Política d'Aigües de la Unió Europea (2000/60/CE)*. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya. 204 pp. Disponible en internet: <http://aca-web.gencat.cat/aca>.

STEVENSON, N. J. & K. E. MILLS. 1999. Streambank and Shoreline Conditions a: BAIN, M. B. & N. J. STEVENSON (ed.). 1999. *Aquatic habitat assessment: common methods*. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland (EUA).

Szoszkiewicz K, Ferreira T, Korte T, Baattrup-Pedersen A, Davy-Bowker J e O'Hare M. 2006. European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia*, 566(1): 211-234.

TACHET, H. 2000. *Invertébrés d'eau douce, systématique, biologie, écologie*. CNRS Éditions, Paris. 587 pp.

Talavera, S., Aedo, C., Castroviejo, S, Romero Zarco, C., Saez, L., Salgueiro, F.J. e Velayos, M. (eds.) 1999. *Flora Iberica, Plantas vasculares de la Península Iberica e Islas Baleares*, Vol VII(I) Leguminosae (partim), Ebenaceae-Saxifragaceae, Real Jardín Botánico, CSIC. Madrid, Spain.

Tutin, T.C., Heywood, V.H., Burges, N.A., Moore, D.M., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A. 1980. *Flora Europaea*. Alismataceae to Orchidaceae (Monocotyledonae), 5. Cambridge University Press. Cambridge, 452 pp.

Tutin, T.C., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M., & Webb, D.A., 1993. *Flora Europaea*. Lycopodiaceae to Platanaceae, 1. Cambridge University Press. Cambridge, 585 pp.

TORRE, I., GUIXÉ, D. & SORT, F. 2010. Comparing three Live trapping methods for small mammal sampling in cultivated areas of NE Spain. Submitted.