

LUCRĂRI HIDROTEHNICE PENTRU ASIGURAREA CONTINUITĂȚII ECOHIDRAULICE A RÂURILOR INTERIOARE ȘI A FLUVIULUI DUNĂREA

Teză destinată obținerii
titlului științific de doctor inginer
la
Universitatea Politehnica Timișoara
în domeniul INGINERIE CIVILĂ
de către

ing. Paul Molnar

Conducător științific: prof.univ.dr.ing Eugen Teodor Man
Referenți științifici: prof.univ.dr. Sorin Cîmpeanu
prof.univ.dr.ing. Ioan Bica
prof.univ.dr.ing. Ioan David

Ziua susținerii tezei: 20 octombrie 2014

Seriile Teze de doctorat ale UPT sunt:

- | | |
|---------------------------------------------|--------------------------------------------|
| 1. Automatică | 9. Inginerie Mecanică |
| 2. Chimie | 10. Știința Calculatoarelor |
| 3. Energetică | 11. Știința și Ingineria Materialelor |
| 4. Ingineria Chimică | 12. Ingineria sistemelor |
| 5. Inginerie Civilă | 13. Inginerie energetică |
| 6. Inginerie Electrică | 14. Calculatoare și tehnologia informației |
| 7. Inginerie Electronică și Telecomunicații | 15. Ingineria materialelor |
| 8. Inginerie Industrială | 16. Inginerie și Management |

Universitatea Politehnica Timișoara a inițiat seriile de mai sus în scopul diseminării expertizei, cunoștințelor și rezultatelor cercetărilor întreprinse în cadrul școlii doctorale a universității. Seriile conțin, potrivit H.B.Ex.S Nr. 14 / 14.07.2006, tezele de doctorat susținute în universitate începând cu 1 octombrie 2006.

Copyright © Editura Politehnica – Timișoara, 2014

Această publicație este supusă prevederilor legii dreptului de autor. Multiplicarea acestei publicații, în mod integral sau în parte, traducerea, tipărirea, reutilizarea ilustrațiilor, expunerea, radiodifuzarea, reproducerea pe microfilme sau în orice altă formă este permisă numai cu respectarea prevederilor Legii române a dreptului de autor în vigoare și permisiunea pentru utilizare obținută în scris din partea Universității Politehnica Timișoara. Toate încălcările acestor drepturi vor fi penalizate potrivit Legii române a drepturilor de autor.

România, 300159 Timișoara, Bd. Republicii 9,
tel. 0256 403823, fax. 0256 403221
e-mail: editura@edipol.upt.ro

Cuvânt înainte

Teza de doctorat a fost elaborată pe parcursul activității mele în cadrul Departamentului de Hidrotehnică al Universității „Politehnica” din Timișoara și în cadrul stagiului la Institutul de Ecologie Aplicată la pasajul pentru pești pe râul Elbe la Geesthacht, la centrala electrică din Hamburg și la hidrocentralele Langwedel și Petershagen de pe râul Weser. Pe lângă lucrările hidrotehnice din Germania, în perioada studiilor am avut ocazia de a cunoaște și cerceta în amănunt situația de la Porțile de Fier, dar și din diferite bazine hidrografice ale țării. Îmi exprim speranța de a fi contribuit măcar cu o fărâmbă la conservarea și restaurarea resurselor acvatice de pe aceste meleaguri.

Mulțumiri deosebite se cuvin conducătorului de doctorat prof.dr.ing. Eugen Teodor Man pentru răbdarea și profesionalismul cu care a înțeles să mă îndrume pe parcursul acestor ani și domnului dr.ing Radu Suci pentru tactul cu care m-a îndreptat când a fost nevoie, respectiv pentru distinsa amabilitate cu care a împărtășit cu mine secretele lumii acvatice, descoperite de-a lungul anilor de cercetare științifică.

Domnului prof.univ.dr.biol. Klaus Battes îi datorez o profundă recunoștință pentru inițierea scânteii care a condus la specializarea mea în acest domeniu și la realizarea tezei.

Sincere mulțumiri îi datorez prietenului și colegului meu, ș.l.dr.biol Vasile Gheman pentru sprijinul prompt pe care mi l-a acordat toți acești ani.

Doresc să mulțumesc pe această cale numeroasei echipe de la Institutul Național de Cercetare Delta Dunării pentru colegialitatea și prietenia cu care m-au acceptat în cerul lor, amintind aici numai pe Daniela Holostenco, Marian Iani, Marian Paraschiv sau Ștefan Hontz. La fel, îmi exprim recunoștința față de echipa de monitorizare a pasajului de la Geesthacht pentru cele șase luni remarcabile petrecute împreună. Îi amintesc cu drag pe Marc Steinheuer, Sven Löwenberg, Markus Faller, Luis Traxl, Christian Utschig, Dirk Lederhose, Patrick Stähr, Vanessa Burmester și Stefan Pille.

În timpul studiilor am avut o șansă aparte să întâlnesc specialiști din domeniu și, fără a-i nominaliza, le mulțumesc tuturor celor care m-au susținut cu sfaturi și recomandări, precum și celor care m-au ajutat cu revizuirea articolelor și a rapoartelor de cercetare.

Le mulțumesc colegilor și cadrelor didactice din Departamentul de Hidrotehnică pentru tot ajutorul pe care mi l-au asigurat.

Nu în ultimul rând, mulțumesc familiei mele pentru răbdarea cu care a suportat absențele mele repetate și pentru sprijinul necondiționat pe care l-am obținut mereu din partea ei.

Dedic această lucrare marelui morun, care peste o sută de ani se va întâlni cu
aleasa inimii în apele Dunării la Bratislava.

Molnar, Paul

**Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității ecohidraulice a
râurilor interioare și a fluviului Dunărea**

Teze de doctorat ale UPT, Seria 5, Nr. 124, Editura Politehnica, 2014, 218
pagini, 97 figuri, 22 tabele.

ISSN: 1842-581X

ISBN: 978-606-554-865-7

Cuvinte cheie: pasaj, migrație, continuitate, fragmentare, fauna acvatică,
scări de pești

Rezumat: Teza cuprinde o analiză detaliată a situației istorice și actuale în
asigurarea continuității longitudinale a râurilor, tratând în detaliu subiecte
legate de proiectarea, construirea, întreținerea și monitorizarea pasajelor
pentru migrația în amonte a faunei acvatice. Sunt prezentate diferitele
tipuri de pasaje, arătând condițiile minime care trebuie îndeplinite în
realizarea acestor structuri, condiții legate de bararea care întrerupe
culoarul de migrație, de performanțele și dimensiunile faunei prezente sau
potențial prezente în râu etc. Sunt exemplificați pașii necesari în realizarea
unui pasaj eficient, apelându-se și la un model la scară, realizat în
laboratorul de cercetare al Departamentului de Hidrotehnică. În paralel cu
studiul documentațiilor tehnice și de specialitate, studiile pe teren au putut
evalua impactul lucrărilor hidrotehnice asupra continuității longitudinale a
râurilor, analizând numeroase obstacole în calea migrației și modul de
asigurare a debitelor salubre, putându-se constata și măsura în care se
respectă legislația națională și comunitară cu referire la continuitatea
longitudinală a râurilor.

Numeroase măsuri au fost evidențiate pentru noile proiecte, formulând
totodată și recomandări pentru modificarea sau completarea legislației
actuale. Sunt identificate principalele direcții în care trebuie continuată
cercetarea științifică, astfel încât să se asigure o bază solidă protecției
mediului acvatic.

CUPRINS

1. Introducere și probleme generale	8
1.1 Contextul actual	8
1.2. Structura tezei	9
1.3 Obiectivele tezei	10
2. Situația actuală privind evoluția cercetărilor în domeniul construcțiilor hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor	11
2.1. Legislație	11
2.2. Biologie și migrație	12
2.3. Bariere pe cursul apelor	13
2.4. Proiectarea pasajelor pentru pești	15
2.5. Monitorizarea pasajelor pentru fauna acvatică	18
2.6. Debitul de servitute	19
2.7. Concluzii parțiale	20
3. Cadrul politic și legislativ din România și Europa privind necesitatea asigurării continuității longitudinale a râurilor	21
3.1. Politici călăuzitoare	21
3.1.1. Directiva Cadru Ape	21
3.1.2. Legea Apelor	23
3.1.3. Ordinul 1163 din 16 iulie 2007	25
3.1.4. Instrucțiuni privind calculul debitelor salubre și de servitute	26
3.1.5. Directiva Habitate	26
3.1.6. Legea ariilor protejate	27
3.1.7. Normativ tehnic NTLH-001 din 6 oct. 2008 pentru lucrări hidrotehnice	29
3.1.8. Politica de dezvoltare durabilă	29
3.2. Politici auxiliare	30
3.3. Alte angajamente	30
3.4. Organizații implicate	36
3.5. Concluzii parțiale	38
4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor	40
4.1. Probleme generale actuale	40
4.2. Tipuri de pasaje pentru asigurarea migrației în amonte	42
4.2.1. Pasaje cvasi-naturale	42
4.2.2. Pasaje tehnice	47
4.2.3. Concluzii parțiale	56
4.3. Râul ca ecosistem. Fauna acvatică	57
4.3.1. Râul ca ecosistem. Zonarea ecologică a râurilor	57
4.3.2. Fauna acvatică a râurilor	59
4.3.3. Concluzii parțiale	58
4.4. Debitul Salubru al cursurilor de apă	63
4.4.1 Probleme generale	63
4.4.2. Metode utilizate în diferite țări europene	69
4.4.3. Concluzii parțiale	75
4.5. Monitorizarea activităților de exploatare a pasajelor pentru migrația faunei acvatice	75
4.5.1. Probleme actuale	75
4.5.2. Lucrările de exploatare și întreținere	85

6 Cuprins

4.5.3. Construcții/Instalații pentru monitorizarea faunei la pasajele de pești	86
4.5.4. Concluzii parțiale	87
4.6. Procedee de proiectare a pasajelor	88
4.6.1. Aspecte teoretice privind calculul, dimensionarea și proiectarea pasajelor pentru migrația faunei acvatice	88
4.6.2. Condiții minime de asigurat în proiectarea pasajelor pentru migrația faunei acvatice	95
4.6.3. Studii experimentale de laborator asupra unor tipuri de pasaje pentru pești	97
4.6.4. Modelul experimental de laborator realizat în laboratorul de hidraulică al Departamentului de Hidrotehnică al UPT	101
4.6.4.1. Obiectivul studiului	101
4.6.4.2. Prezentarea modelului experimental și metoda de investigare	102
4.6.4.3. Măsurători experimentale și rezultate pentru diferite scenarii	104
4.6.5. Concluzii parțiale	107
5. Studiu de caz 1: Impactul lucrărilor hidrotehnice asupra continuității longitudinale în bazinul Dunării	110
5.1. Probleme actuale	109
5.2. Bazinul hidrografic al Dunării	110
5.2.1. Descriere generală	110
5.2.2. Modificări hidromorfologice	111
5.2.2.1. Întreruperea longitudinală a continuității	113
5.2.2.2. Modificări hidrologice rezultate din regularizări, derivații, prize de apă	117
5.2.2.3. Deconectarea luncii inundabile	118
5.2.2.4. Alterarea transportului sedimentelor	122
5.2.2.5. Exploatarea resurselor minerale	123
5.2.2.6. Specii invazive	123
5.2.2.7. Poluarea	123
5.2.3. Arii protejate	124
5.3. Concluzii parțiale	125
6. Studiu de caz 2: Impactul lucrărilor hidrotehnice asupra continuității longitudinale în bazinul Sebeș (spațiul hidrografic Timiș)	129
6.1. Descriere generală	129
6.2. Documentația și modul de administrare	130
6.2.2. Modificări hidromorfologice	130
6.2.2.1. Centrale hidroelectrice de mică putere (CHEMP) situate în bazinul râului Sebeș	130
6.2.2.2. AHE Bistra-Poiana Mărului-Ruieni-Poiana Rusca	131
6.2.3. Administrarea corpurilor de apă	135
6.2.3.1. Planul de management bazinal	133
6.2.3.2. Planul de management al Sitului Natura 2000	135
6.3. Evaluarea soluțiilor hidrotehnice pentru asigurarea continuității longitudinale în bazinul Sebeș	136
6.3.1. Introducere	136
6.3.2. Gater Borlova	136
6.3.3. Alimentare cu apă potabilă Borlova	138
6.3.4. Proiectul Centrale de mică putere (CHEMP) situate în bazinul râului Sebeș (Zona Muntele Mic)	138

6.3.5. Amenajarea hidroenergetică Bistra-Poiana Mărului -Poiana Rusca	145
6.3.6. Concluzii parțiale	150
6.4. Implicații din perspectiva Directivei Cadru privind Apa	154
6.5 Implicații din perspectiva Directivei Habitate	155
6.6. Stabilirea debitului de servitute pe râul Sebeșel utilizând cinci metode pentru diferite scenarii funcționale a unei microhidrocentrale amplasate pe râul Sebeșel	157
6.6.1. Introducere	157
6.6.2. Debitel salubre legale	158
6.6.3. Scenarii de uzinare	159
6.6.4. Concluzii parțiale	166
7. Concluzii și contribuții	174
7.1. Concluzii generale	174
7.2. Contribuții originale	183
7.3. Cercetări viitoare	184
7.4. Recomandări de modificări legislative necesare	185
Bibliografie	189
Anexa nr. 1 Termeni și prescurtări	206
Anexa nr. 2 Scări de pești existente în anul 2012 în România	212
Anexa nr. 3 Denumiri științifice și populare ale speciilor de pești	216

1. Introducere și probleme generale

Apa nu este un bun comercial oarecare, ci un patrimoniu care trebuie protejat, apărat și tratat ca atare.
(Directiva Cadru Apă, Legea Apelor).

1.1. Contextul actual

Până în anul 2050, pierderea serviciilor oferite de ecosisteme poate atrage la nivel global o pierdere de 25% a producției de alimente, crescând riscul foametei, în timp ce pierderea ecosistemelor legate de ape și zone umede afectează anual 270 de milioane de oameni prin declanșarea dezastrelor (Nellermann, 2010). Totodată, populația care ar putea ajunge la peste 9 miliarde în 2050 (UN, 2010), exercită o presiune tot mai mare asupra sistemelor naturale, prin infrastructura necesară desfășurării activităților economice și recreative. În același timp, peste jumătate din paturile de spital sunt ocupate de oameni care suferă de boli legate de apa potabilă (UNDP 2006). Devine evidentă necesitatea investițiilor în restaurarea ecosistemelor, în special a celor acvatice.

Ca urmare, alături de 195 de state, România și-a asumat restaurarea a 15% din habitatele degradate până în anul 2020 (ECom, 2011). Această decizie are loc complementar cu adoptarea unei serii întregi de directive europene și acte normative pe care România și le-a însușit ca urmare a procesului de aderare la Uniunea Europeană. Principalul suport legislativ este alcătuit de Directiva Cadru Apa, Directiva Inundații, Directiva Habitate, Directiva Păsări, Planul Strategic pentru Biodiversitate al Națiunilor Unite, Politica de dezvoltare durabilă, Politica de amenajare a teritoriului etc, toate acestea fiind sprijinite și încurajate de către o legislație în a cărei obiective sunt cuprinse și îmbunătățirea factorilor de mediu: Politica Agricolă Comună, Politica Comună în domeniul Pescuitului, Directiva Nitrați, Directiva Apelor Subterane etc.

Importanța continuității longitudinale a fost descoperită numai în momentul în care aceasta a fost pierdută pe anumite cursuri de apă, datorită intervențiilor antropice. Astfel, dezvoltarea industrială a dus la apariția a numeroase barări transversale, conducând la însemnate pierderi pentru diversitatea biologică, ba chiar la dispariția unor specii, de multe ori valoroase pentru consum. În prezent, la nivel internațional se depun eforturi deosebite pentru diminuarea impactului acestor lucrări asupra mediului și deja există soluții ingineresti pentru asigurarea eficienței a continuității râurilor. Și în România se implementează Directiva Cadru privind Apa, iar obiectivul de mediu pentru anul 2015, de a atinge starea ecologică bună a corpurilor naturale de apă de suprafață, ne obligă la efectuarea a numeroase lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității longitudinale.

Contextul economic actual face ca importanța acestor obiective de mediu să fie adesea neglijată, dar această neglijență are deja efecte financiare imediate, dacă urmărim exemplul următor: deoarece subiectul migrației faunei acvatice a fost ignorat, s-a ajuns la suspendarea sau amânarea unor proiecte însemnate, precum Măsura ISPA 2005/RO/16/P/PT/003 "Îmbunătățirea condițiilor de navigație pe Dunăre între Călărași și Brăila" în valoare de 38 milioane de Euro. Blocarea proiectului înseamnă amânarea amenajării Dunării pentru navigație, dar și cheltuirea unor sume importante pentru lucrări deja efectuate, a căror utilitate în acest stadiu este pusă la îndoială.

Necesitatea abordării subiectului acestei lucrări reiese din faptul că cel puțin 15 % din pasajele pentru pești existente în România erau nefuncționale în anul 2011 (INHGA, 2011), punând în pericol atingerea obiectivelor de mediu (starea ecologică bună) stabilite în planul național de management aferent porțiunii naționale a bazinului hidrografic internațional al fluviului Dunărea, neasigurându-se conectivitatea longitudinală a râurilor respective. Pe parcursul tezei se va putea observa că procentajul pasajelor ineficiente este mult mai mare, de exemplu niciun pasaj din spațiul hidrografic Banat nu era funcțional la data efectuării studiilor de caz. Mai mult, dacă se urmărește atingerea obiectivelor asumate prin implementarea Directivei Cadru privind Apa, la numeroase baraje existente vor trebui asigurate condițiile necesare migrației faunei acvatice.

Teza de față abordează situația actuală a râurilor din România din punct de vedere al asigurării rutelor de migrare a faunei acvatice, evaluează în linii generale situația în bazinul hidrografic al Dunării, cu studii de caz în bazinul hidrografic al râului Sebeș, al râului Viștișoara și la sistemul hidroenergetic Porțile de Fier II pe fluviul Dunărea. Sunt abordate subiecte precum pasaje pentru migrația faunei acvatice, condiții pentru asigurarea continuității, debite salubre, condiții hidromorfologice șamd.

Cunoașterea rezultată în urma acestui studiu poate contribui semnificativ la atingerea obiectivelor de mediu asumate de țara noastră în domeniul apelor, dar constituie și un punct de plecare pentru cercetări viitoare, deoarece domeniul abordat este relativ tânăr.

Preocupările acestei teze se încadrează în direcția asumată de societatea modernă, de dezvoltare durabilă și de protecția mediului.

1.2. Structura tezei

Teza este structurată pe cinci părți principale, una cuprinzând cadrul politic și legal al demersurilor pentru asigurarea continuității, a doua abordând bazele teoretice în realizarea continuității în urma intervențiilor antropice, a treia tratând bazinul dunărean și studiul de caz aferent, în timp ce partea a patra și a cincea se ocupă de problematica reprezentativă pentru râurile din România, din nou cu studii de caz. Lucrarea urmărește parcursul istoric al problematicii, prezintă o cuprinzătoare sinteză bibliografică, încheind cu răspunsul la probleme actuale ale

10 Introducere și probleme generale

societății, pentru îmbunătățirea stării ecologice a râurilor prin soluții ingineresti optimizate pentru migrația faunei acvatice.

1.3. Obiectivele tezei

Lucrarea de față a luat naștere în urma cercetărilor derulate pe teren și în laboratorul de hidrotehnică a Universității Politehnica, urmărind obiectivele enumerate în continuare:

- abordarea în detaliu a facilităților pentru migrația faunei acvatice în amonte;
- alcătuirea unei sinteze bibliografice privind cercetările efectuate asupra scărilor de pești din România și de pe mapamond, fie că este vorba de lucrări mai vechi sau de unele noi;
- descrierea tipurilor de pasaje utilizate în România și în spațiul internațional;
- sinteza tehnicilor de evaluare și stabilire a debitelor salubre;
- studii pe teren privind funcționalitatea unor pasaje pentru migrație;
- studii pe teren pentru evaluarea impactului generat de construcția lucrărilor hidrotehnice asupra continuității longitudinale, inclusiv analiza din perspectiva legislației comunitare și naționale;
- contribuția la stabilirea unui cadru pentru cele mai bune practici prin efectuarea unui program experimental în vederea optimizării condițiilor pentru migrație în pasajele de pești cu fante verticale: studiul hidraulic în laborator a unor tipuri de scări și propuneri în vederea unei corecte dimensionări;
- enunțarea unor recomandări privind diferitele tipuri de pasaje care vor fi aplicate în România;
- identificarea posibilităților de modificări legislative;
- identificarea priorităților de cercetare – dezvoltare pentru a asigura o folosință durabilă a resurselor acvatice de suprafață.

2. Situația actuală privind evoluția cercetărilor în domeniul construcțiilor hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor. Istoric, realizări și concepte.

În procesul de elaborare a prezentei teze, am apelat la literatura disponibilă în biblioteca Universității "Politehnica" Timișoara, dar și la datele de baze de pe web. La unele baze de date accesul a fost facilitat datorită contractelor stabilite de minister sau de către instituția de învățământ. La legislație și la anumite studii am avut acces datorită preocupărilor anterioare, iar stagiul în străinătate și participarea la conferințe de specialitate, workshopuri și grupuri de lucru mi-au permis un contact direct cu specialiștii din domeniu și cu cercetarea acestora. Bineînțeles, aprofundarea unor subiecte a condus la identificarea a noi și noi titluri, care fie au putut fi consultate online, fie mi-au fost transmise cu amabilitate de către autori.

2.1. Legislație

Legislația românească a cunoscut diferite faze, cea mai recentă fiind de adaptare a legislației naționale la cea europeană. Ca orice proces de tranziție, și acesta a fost marcat de prevederi contradictorii, lipsa de norme metodologice, numeroase întârzieri și lipsă de informare în rândul publicului dar și a autorităților. Prevederile legislative comunitare și naționale sunt detaliate în capitolul 3, fiind prezentate și propuneri de îmbunătățire, astfel încât în această secțiune nu mă voi referi la legislația propriu-zisă, ci numai la literatura care abordează acest aspect și are relevanță strict pentru această țară.

Cadrul legal pentru asigurarea continuității longitudinale este prezentat pe scurt de către Galie (2008) în cadrul dezbaterilor publice pentru adoptarea planurilor de management bazinal, în timp ce cadrul legal pentru construirea microhidrocentralelor este ilustrat de INCDPM/UPB (2012), făcând însă numai referiri generale la soluțiile pentru protecția mediului.

Un raport deosebit de util privind analiza legislației specifice din domeniul microhidrocentralelor a fost elaborat de WWF (2013), în acest raport detaliind nu numai cadrul legal, ci și consecințele situației generale asupra mediului. Numeroase posibilități de corectare a legislației au fost identificate, ele aflându-se și pe agenda de lucru al acestei organizații. În ianuarie 2014 a fost încheiat un protocol între acest ONG și Ministerul Mediului, prin care s-au adoptat niște măsuri care ar putea opri efectele nefaste asupra râurilor din ariile protejate până la constituirea unui cadru legal coerent în acest domeniu, care să ia în considerare cerințele ecologice

12 2.Situația actuală

ale ecosistemelor acvatice și ripariene și care să poată asigura atingerea obiectivelor de mediu asumate prin implementarea directivelor din domeniul apelor, habitatelor și păsărilor. Asumându-și un rol activ în societate, atât WWF, cât și Coaliția pentru Mediu găzduiesc specialiști din diferite domenii organizați în grupuri de lucru pentru optimizarea legislației în domeniul protecției mediului și a dezvoltării durabile.

Implementarea unor directive comune în spațiul european atrage după sine canalizarea efortului într-o direcție bine definită. Astfel, peste 25 de specialiști au contribuit la întocmirea unui ghid foarte util pentru managementul impactului asupra mediului rezultat din diferite activități economice (Bizjak, 2006). Alături de o analiză foarte "lucidă" a cerințelor Directivei Cadru Ape, sunt oferite și exemple de bune practici, măsuri de diminuare a impactului, împreună cu evaluarea efectelor obținute. Sunt detaliate inclusiv condițiile în care se poate asigura o continuitate a râului, pentru migrația în amonte și aval.

Și Comisia Internațională pentru Protecția Dunării s-a implicat în procesul de implementare a directivelor europene, alcătuiind un manual de bune practici în planificarea transportului sustenabil pe calea apei (ICPDR, 2010), identificând legislația din domeniu, prezentând un model de proces de planificare integrat și găsind și exemple concludente în acest sens.

O sumară, dar concludentă identificare a legislației și politicilor care contribuie și a celor care împiedică restaurarea condițiilor naturale în ecosistemele acvatice a fost făcută în cadrul proiectului RESTORE (ECRR, 2011), în care se subliniază importanța colaborării între diferite instituții și a implicării publicului în procesul de decizie, deoarece majoritatea proiectelor sunt reglementate de mai multe acte legislative, care uneori urmăresc obiective diferite. Drept cea mai importantă barieră în restaurarea râurilor este identificată lipsa implementării legislației europene și naționale la nivel local, unde este nevoie de restaurarea propriu-zisă.

O analiză a stării actuale a apelor de suprafață este făcută în EEA (2012a), identificându-se totodată și opțiunile unui management sustenabil, având ca orizont anul 2050.

2.2. Biologie și migrație

Cercetarea documentată a peștilor de pe teritoriul de astăzi a României începe cu observațiile lui Marsigli, care a poposit în jurul anului 1690 la Ada-Kaleh și care a lăsat în lucrarea sa *Danubius pannonicus-mysicus* din 1726 informații valoroase despre fauna ihtiologică din acele locuri, inclusiv despre cinci specii de sturioni (Bănărescu, 1964). Un aport deosebit în cercetarea și cunoașterea ecosistemelor acvatice l-a adus Grigore Antipa (1909), cunoscut și ca întemeietor al școlii românești de hidrobiologie și ihtiologie. Prin eforturile sale în fruntea autorităților responsabile cu pescuitul comercial a pus bazele unui pescuit modern și durabil. Lucrările sale și munca sa arată o profundă înțelegere a dependenței dintre pește ca individ și râu ca ecosistem, incluzând aici și luncile inundabile și

fenomenele, pe care adesea le numim calamități (Antipa, 1910; Antipa, 1911; Antipa, 1913). În cadrul lucrărilor sale, Antipa abordează continuitatea longitudinală a râului prin migrația sturionilor din Marea Neagră în Dunăre (Antipa, 1905), dar se ocupă și de fenomenul de conectivitate laterală a râului cu lunca sa inundabilă, propunând un sistem de îndiguire submersibil, pentru a valorifica potențialul ecologic a luncii inundabile. Revoluția industrială și schimbarea mentalității provocate de această răsturnare culturală și socială au făcut ca ideile lui Antipa să fie abandonate și să se adopte o îndiguire definitivă, "insubmersibilă", astfel încât pescuitul să devină o ramură aproape neglijabilă în economia acestei țări. Munca lui Grigore Antipa de cercetare din biologie a fost dusă mai departe de numeroși biologi, însă Fauna Republicii Populare Române scrisă de Bănărescu (1964) este deocamdată lucrarea de referință în România. Este de dorit ca în procesul actual de desemnare și monitorizare a ariilor naturale protejate și de implementare a directivelor europene să fie efectuate cercetări științifice, care să permită aducerea la zi a informațiilor lăsate de toți acești savanți.

Revenind la tema sturionilor, aceasta a fost aprofundată și de cercetători precum Nicolae Bacalbașa-Dobrovici și Holcik (2000), însă o amploare deosebită au luat cercetările în cadrul Institutului Național de Cercetare Delta Dunării, a căror specialiști au abordat subiecte complexe despre biologie (Suciu, 2004; Suciu et al., 2004; Onară et al, 2013), ecologie (Suciu et Guti, 2012), pescuit (Staraș et al., 1996), conservare (Reinartz et al, 2012), managementul repopulării (Onară et al, 2013a), genetică (Holostenco et al, 2013), sau migrație (Bloesch et al 2008, Suciu et al. 2012a), etc etc. Toate aceste eforturi au dus la o mai bună cunoaștere a cerințelor ecologice a diferitelor specii de sturioni, astfel încât în prezent încep să se profileze elementele științifice pe care apoi se vor putea baza măsuri eficiente de management al populațiilor de sturioni și a unui pescuit sustenabil. De asemenea, a fost alcătuit calendarul teoretic al migrației speciilor de sturioni la Porțile de Fier II (Suciu, comunicare personală 2014) pentru înțelegerea influenței dinamicii debitelor asupra unor viitoare pasaje pentru pești.

După cum se poate aștepta, în spațiul internațional există o bogată literatură științifică despre biologia și migrațiile faunei acvatice. Voi menționa numai faptul că toate lucrările de referință în domeniul pasajelor pentru pești abordează acest subiect, acesta constituind fundamentul științific pe care vor trebui să se bazeze locația, dimensiunile și tipul pasajelor pentru pești. Astfel de referiri pot fi urmărite în oricare dintre următoarele lucrări: Pavlov (1989), Larinier et al. (1999), IEA (2000), FAO/DVWK (2002), Larinier și Marmulla (2003) sau BfG (2010).

2.3. Bariere pe cursul apelor

În ceea ce privește impactul microhidrocentralelor asupra ecosistemelor acvatice, Grigoriu (2010) afirmă că, "chiar și în condiții foarte restrictive de protecție a mediului, este posibilă coexistența pașnică și sustenabilă a unei centrale hidroelectrice mici cu mediul înconjurător" și "la centralele hidroelectrice mici, este

14 2.Situația actuală

mult mai ușor să îndeplinim condițiile de mediu decât la hidrocentralele mari”. Dacă cea din urmă afirmație poate fi argumentată logic, studiile de caz din această teză vor demonstra faptul că în teren, condițiile “foarte restrictive de protecție a mediului” sunt teorie pură, fără legătură cu realitatea, iar coexistența pașnică a microhidrocentralelor cu mediul se datorează doar caracterului necuvântător al peștilor și caracterului pasiv al localnicilor. În lipsa implementării unor măsuri de diminuare a impactului și în lipsa oricărui debit de servitute în aval de lucrări, amplificat de numărul mare de MHC necesare să egaleze puterea unei hidrocentrale eficiente, se poate pune întrebarea dacă alterarea numeroaselor cursuri de apă de munte este într-adevăr compatibilă cu o dezvoltare durabilă. Eficiența scăzută a microhidrocentralelor devine evidentă când se ia în considerare că veniturile încasate de investitor sunt în cea mai mare proporție subvenții sub formă de certificate “verzi”. De altfel, Cristea (2007) arată că barările și debitele scăzute asociate sectorului microhidrocentralelor se numără printre cele mai importante amenințări la adresa biodiversității și producției piscicole.

În lume, efectul barierelor asupra faunei acvatice a fost intens studiat, deoarece putea fi sesizat aproape instantaneu de către locuitorii de pe cursul râului și era resimțit din plin prin colapsul pescuitului. Astfel, efectele barajelor asupra producției de pește sunt analizate în detaliu în FAO (2001), unde se analizează și diferite metode de înlăturare a impactului negativ. Constatând că atât literatura de specialitate, cât și administratorii de ape evidențiază impactul în deosebi la barajele mari, Alexandre et al. (2010) arată în cercetările sale că obstacolele mici în calea migrației au efect similar cu obstacolele mari. Pe parcursul tezei se va putea observa că atât la barajele mici, cât și la cele mari, principiile de ameliorare a efectelor negative sunt aceleași, numai soluțiile vor diferi datorită parametrilor constructivi ai barajilor.

De interes pentru fluviul Dunărea, Cerny (2007) constată un efect semnificativ asupra populațiilor de pești datorită întreruperii continuității longitudinale la barajul de la Gabčíkovo, propunând la modul general câteva soluții. Și la construcția SHEN Porțile de Fier I și II au putut fi înregistrate aceleași efecte, descrise și de CE (2005) sau de Lenhardt et al. (2006) ori Jaric et al. (2010). De asemenea, proiectele actuale de navigație sunt în atenția specialiștilor din domeniu, de exemplu IAD (2013) a întocmit o notă în care și manifestă îngrijorarea față de realizarea unui prag de fund pe brațul Bala al Dunării, argumentându-și poziția prin rezultatele studiului unei echipe de la BOKU Viena (Habersack et al., 2013), conform căruia condițiile ce ar lua naștere la o asemenea structură nu ar fi compatibile cu migrația speciilor de sturioni.

O abordare interesantă, care ar putea fi utilă și în România, este prezentată de Prato et al. (2011), care propune o metodă simplă de prioritizare a secțiunilor în care trebuie restabilită continuitatea barajelor, utilizând informații despre prezența peștilor, tipul barării, cursul de râu care va fi accesibil, distanța de la vărsare etc. După cum vom vedea mai departe în studiile de caz, în România de azi nu numai că nu există o prioritizare a măsurilor prin care se încearcă restabilirea continuității

2.4. Proiectarea pasajelor pentru pești 15

longitudinale, dar nu există sau nu se dorește publicarea unui inventar al tuturor barărilor pe cursul râurilor.

Cada 1996 , descrie diferite tipuri de protecție la prelevarea apei, însă identifică foarte puține date pentru aprecierea eficienței acestor măsuri, descriind astfel câțiva ani mai târziu o metodă teoretică de evaluare a efectului aspirării în turbine asupra populațiilor de pești (Cada et al., 2013).

Într-o amplă teză de doctorat, Holzner (2000) abordează efectele unei centrale hidroelectrice asupra 15 familii de pești, analizând minuțios, timp de doi ani, pentru fiecare familie în parte rata de supraviețuire, rănilor interne sau externe provocate și cauzele decesului, prezentând modele de calcul a ratei de supraviețuire la diferite turbine și făcând observații asupra diferitelor metode de diminuare a impactului. Grătarul fiind de 90 mm, căderea de 4.55 m și turbinele Kaplan verticale cu un debit de 120 m³/s, rezultatele pot fi extrapolate la marile râuri din România. Mortalitatea constatată a luat valori între 11 și 46 % pentru diferite familii de pești, singura excepție făcând-o cea a somnilor (Siluridae), cu 6 %.

Studiind supraviețuirea anghilelor la trecerea prin turbine, Calles et al. (2010) constată o rată de supraviețuire de 26% a indivizilor ce au luat contact cu grătarul de 20 mm și eventual cu turbinele, cu toate că viteza apei la grătar înregistra valori relativ mici, de 0.5 - 1.2 m/s, iar grătarul era înclinat la 63.4 grade. Trebuie menționat aici că acești pești sunt excelenți înotători, parcurgând înspre amonte distanțe însemnate, și au o abilitate ieșită din comun, când este vorba de a se strecura prin spații înguste. În mod cu totul surprinzător, au supraviețuit 40 % din indivizii ce au fost introduși în spatele grătarului, deci au trecut numai prin turbine. Revine câțiva ani mai târziu și propune și aplică soluții (Calles et al., 2013), înclinând grătarul la 35 grade, operând diferite modificări pentru a asigura pasajul înspre aval, astfel încât mortalitatea a scăzut la valori sub 10%. Devine evident că clasicele grătare cu lumina de 20 mm vor trebui înlocuite cu noi instalații, trebuind completate cu o cale alternativă de migrare în aval. Conceptul de rată de supraviețuire la migrația în aval este prezent și în SUA, această rată fiind fixată în actele de reglementare. Companiile producătoare depun un efort susținut în această direcție, operând modificări substanțiale chiar la structura barajelor, deoarece, chiar dacă în România acesta este un subiect tabu, în SUA rata de supraviețuire care trebuie asigurată, atinge valori de 95 % la trecerea de baraj, respectiv 93 % la pasajul prin acumulare și baraj (Timko, 2013). În timp, și România va fi nevoită să ia măsuri de asigurare a migrației în aval a peștilor.

2.4. Proiectarea pasajelor pentru pești

Diferite publicații au apărut în limba română, abordând subiectul pasajelor pentru pești: *Hidroameliorații piscicole*, (Bârca, 1957) *Curs de amenajări piscicole și stuficole* (Bârca, 1962), *Amenajări piscicole - Curs* (Man, 1996). Aceste lucrări au un caracter didactic, prezintă principiile amplasării pasajelor pentru pești și explică

modul de funcționare a diferitelor tipuri de pasaje. Însă, în ultimii 25 de ani, o însemnată experiență și numeroase inovații au fost acumulate în acest domeniu.

De asemenea, lucrarea *Practici mondiale privind asigurarea migrării faunei piscicole și posibilitatea aplicării acestora în România* publicată de Institutul National de Hidrologie și Gospodărire a Apelor (INHGA, 2011) conține numai referiri sumare la tipurile de pasaje folosite în lume și în țara noastră, încercând să aprecieze situația prezentă în România. De altfel, propunând soluții pentru restabilirea continuității, autoarea expune în alte lucrări o opinie, care din păcate este general împărtășită în proiectarea din România: "Soluțiile tehnice propuse... nu necesită cunoștințe tehnice și ingineresti deosebite, ceea ce le face fezabile din acest punct de vedere" (INHGA, 2011a), opinie repetată și de Voicu și Luca (2012). Pe parcursul lucrării de față vor fi expuse motivele datorită cărora problema abordată este una complexă, pentru proiectarea pasajelor fiind necesare cunoștințe din biologia și etologia peștilor, despre hidrologia râurilor și nu în ultimul rând din ingineria hidrotehnică.

Din păcate nu am putut identifica nicio lucrare în spațiul românesc, care să vină în întâmpinarea celor care sunt implicați în proiectarea pasajelor pentru pești, la fel cum nu am putut identifica nicio lucrare cu sau despre modelarea numerică sau la scară a acestor pasaje. Dacă lipsa modelării la scară își poate găsi explicația în starea actuală a laboratoarelor de hidrotehnică din institutelor de cercetare din țară, consider că apariția unui ghid pentru proiectanți este o prioritate absolută în domeniu, acest ghid trebuind să abordeze toate probleme din acest domeniu, de la alegerea amplasamentului și până la monitorizarea pe durata funcționării, toate abordate din punctul de vedere al celor mai recente date științifice.

Diferite lucrări fac propuneri de măsuri pentru asigurarea continuității longitudinale, de exemplu pe râul Barcău (Trifu, 2010), râul Iad (Voicu et Luca, 2012) sau râul Crișul Repede (INHGA, 2011a; Luca et Voicu, 2012), însă acestea fie nu prezintă soluții concrete, fie nu prezintă raționamentul științific pe care se bazează măsurile.

Monitorizarea pasajelor pentru pești nu a fost abordată explicit în România, INHGA (2011) făcând totuși referire la "funcționlitatea" pasajelor existente; însă, în absența unor studii științifice de monitorizare, se poate presupune că pasajele au fost încadrate ca "funcționale" numai pe baza integrității structurale și, eventual, a debitului de apă prezent. Popa și Galie (2008) apreciază, la rândul lor, că pasajele existente sunt nefuncționale, în timp ce studiile de caz din această teză vor arăta lipsa de funcționalitate a tuturor celor șase pasaje de pești din bazinul Sebeș și a celui de pe râul Viștișoara.

O scurtă prezentare a evoluției diferitelor modele și o istorie pasajelor pentru pești a fost redată de Jäger (2002) ca introducere în ghidul său pentru realizarea pasajelor, împreună cu o enumerare a literaturii relevante din ultimii 100 de ani. Din păcate, pe parcursul acestei teze se va putea observa că în România se repetă greșelile făcute de occident acum 100 sau 50 de ani.

Comparația efectuată de Redeker și Neumayer, citați în BAW (2012) dezvăluie faptul că, deși există o mare abundență de informație, standardele internaționale, inclusiv cele germane, se suprapun în majoritatea direcțiilor, fie că este vorba despre locația, intrarea sau dimensionarea pasajelor. Diferențele constau

2.4. Proiectarea pasajelor pentru pești 17

în vitezele maxime din culoarul de migrație, dar numai datorită focalizării asupra anumitor specii.

Diferite lucrări abordează modelarea numerică a pasajelor pentru pești, în special după fascinantă dezvoltare a domeniului IT. Aici trebuie amintit studiul lui Alvarez-Vázquez și colaboratorii (2007), care prezintă atât fundamentele teoretice, cât și diferite metode de discretizare, validând rezultatele pe un prototip. Algoritmi de optimizare a unui pasaj cu fantă verticală sunt prezentați de către Heimerl (2008), care modelează numeric diferite configurații până la atingerea rezultatelor dorite, arătând astfel avantajele oferite de modelarea numerică: economia de timp și de resurse materiale.

Cel mai mare pasaj pentru pești din Europa la ora actuală se află pe râul Elbe, la Geesthacht, care a fost în primă fază proiectat și optimizat cu ajutorul unui model 2D, apoi un model 3D, proces descris de Oberle (2012), în care centrul de greutate s-a pus pe adaptarea la condițiile locale, în special la variația nivelelor aval, deoarece lucrarea se află în zona de influență a mării. Această fază a putut da soluții și la dimensionarea corectă a bazinelor, deoarece cu pasaje de tip dublă fantă verticală există numai puțină experiență.

Dar modelarea numerică nu este necesară numai optimizării pasajelor pentru pești, ea este absolut necesară în cazul unor lucrări de anvergură, sau cu rezultate relativ incerte. Astfel Habersack (2013) efectuează un studiu de o complexitate deosebită pe Dunăre între Călărași și Brăila, deci cu relevanță directă pentru țara noastră, unde se dorește devierea debitelor de pe brațul Bala înspre Dunărea Veche. În urma releveelor efectuate și a introducerii diferitelor date în analiza respectivă și a validării rezultatelor, s-a reușit modelarea 3D a întregului sistem de brațe și s-au putut obține cotele, debitele, vitezele etc pentru diferite configurații ale pragului de fund, la o multitudine de debite. Rezultatele au fost într-o oarecare măsură contradictorii cu cele așteptate de către proiectanți, dar vor face posibil un proces de decizie bazat pe date solide.

Cu siguranță că marile pasaje pentru pești construite în SUA sau URSS au fost evaluate și în modele la scară, însă, probabil datorită vechimii lor, acele studii nu se află în baze de date electronice. Bazele teoretice și practice ale pasajelor cu fantă verticală au fost puse prin efectuarea a numeroase studii la scară de către Rajaratnam (1986), care dezvăluie printr-o abordare sistematică influențele diferitor dimensiuni asupra curgerii dintr-un pasaj și oferă și măsurile ideale pentru a obține o curgere coerentă, sinuoasă și cât mai puțin turbulentă. Pot fi menționate aici diferite studii, ca de exemplu ale lui Bermudez și alții (2010), Calluaud și colab. (2011) sau Sokoray-Varga și alții (2011), fiecare aducându-și aportul în dezvoltarea pasajelor, însă doresc să mă opresc asupra pasajului de la Geesthacht.

După cum am prezentat, pentru acest pasaj au fost efectuate și modele numerice pe configurații care au suferit modificări astfel încât au fost testate peste 50 de variante, însă rezultatele acestora au fost transpuse într-un singur model la scară 1:13, pe care s-au operat apoi numai modificări relativ minore pentru optimizare (Lehmann et al., 2012). Dar, echipa de cercetare a mers și mai departe, făcând teste cu animale vii, asigurându-se că conformația finală a pasajului și a

18 2.Situația actuală

instalației de monitorizare vor fi acceptate de către pești. Cum însă modelul la scară nu se pretează pentru asemenea experimente, s-a reușit reproducerea unor secțiuni critice din viitorul pasaj, pentru a fi verificată eficiența "pe viu" (Adam et al., 2010). Cum într-un model sau fragment de pasaj nu pot fi reproduse toate condițiile din teren, am avut ocazia să verific personal construcția în teren, unde am constatat însemnate abateri de la rezultatele din laborator, dar nu datorită unor erori în cadrul protocolului experimental, ci datorită adăugării ulterioare a unor elemente, netestate în laborator (Molnar, 2013). Se poate aici desprinde necesitatea unei atente urmăriri a întregului proces, din faza de proiectare până la cea de execuție și apoi de funcționare.

Un exemplu de studiu prealabil realizării unui pasaj pentru pești poate fi cel pentru ascensorul de la barajul Golfech, râul Garonne, Franța, efectuat de Belaud și Labat (1992), în care descriu raționamentele științifice și demersurile făcute pe parcursul a șase ani. Un alt exemplu, mai nou, poate fi studiul pentru pasajul de la Geesthacht, râul Elbe, Germania (IfÖ, 2010), care descrie atât metodele relativ avansate de monitorizare, cât și raționamentele științifice pentru alegerea amplasamentului, dimensionarea și configurarea pasajului.

Descrierea diferitelor tipuri de pasaje, împreună cu principiul de funcționare și cu linii directe pentru realizarea pasajelor pot fi găsite în Pavlov (1989), Larinier et al. (1999), Katopodis (1992), IEA (2000), FAO/DVWK (2002), Larinier și Marmulla (2006), BfG (2009), BfG (2010) sau ICPDR (2013a). Trebuie remarcat că aceste titluri au fost publicate într-o perioadă relativ lungă, în care acest domeniu a evoluat semnificativ, astfel încât în cursul anilor s-au adoptat căderi tot mai mici între bazine și dimensiuni tot mai mari a bazinelor, rezultând o curgere cu o turbulență cât mai mică, cu viteze reduse și cu suficient spațiu pentru pești, chiar și pentru migrații în bancuri. De asemenea, s-a renunțat la anumite tipuri de pasaje, ca de exemplu pasajele cu bazine și cu pereți deversori și se pune tot mai puțin accent pe soluția cu deflectoare, deoarece nu asigură continuitatea pentru toate organismele acvatice.

Numeroase realizări de pasaje pe întreg globul sunt prezentate în ghidul de bune practici From Sea to Source (Gough et al., 2012), iar meta-analiza alcătuită de Rey-Benayas și colab. (2009) trebuie menționată, deoarece dezvăluie beneficiile aduse de resaturarea râurilor pe baza analizei a 89 de studii științifice.

2.5. Monitorizarea pasajelor pentru fauna acvatică

Până în prezent nu am putut identifica în spațiul românesc lucrări de specialitate despre monitorizarea continuității longitudinale sau evaluarea lucrărilor hidrotehnice pentru asigurarea conectivității longitudinale a râurilor. De asemenea, nu am putut identifica niciun raport de monitorizare a vreunui pasaj pentru pești, cu toate că există o obligație de raportare la agențiile de mediu. De altfel, rezultatele acestor monitorizări trebuie publicate, însă autoritățile fie refuză acest lucru, fie nu obțin aceste rapoarte, cum este cazul descris de APMBV (2014), unde se specifică

faptul că nu au fost transmise rapoartele de monitorizare, deși au fost solicitate prin adrese oficiale.

Odată cu dezvoltarea tehnicii, s-au putut adapta diferite sisteme la monitorizarea organismelor acvatice. Descrieri amănunțite pot fi găsite în Timko et al. (2013), fiind aplicate tehnici de ultimă generație în materie de marcare cu emițătoare acustice, plasare de stații de recepție etc, sau în Wright et al. (2010) pentru aplicații a camerelor de vedere pe bază de ultrasunete, care funcționează și în apă cu vizibilitate extrem de redusă sau la adâncimi mari.

2.6. Debitul de servitute

Un studiu complex a fost publicat de ICAS, urmărind producția fondurilor piscicole din etajul păstrăvului (Cristea, 2007). Chiar dacă subiectul este oarecum complementar celui abordat în această teză, autorul descrie modificările survenite în ecosistemele lipsite de debitele naturale, începând cu productivitate primară scăzută, continuând cu alterarea chimismului și conținutul de oxigen, cu influența negativă asupra apei freactice și încheind cu scăderea productivității piscicole ale râului. De asemenea, constată că derivarea a mai mult de o treime din debitul natural al râului atrage după sine o alterare a calității râului și o scădere a clasei de bonitate. Aceste valori sunt comparabile cu rezultatele altor autori, rezultate ce vor fi prezentate în paragraful dedicat literaturii științifice internaționale.

Luca (2009), compară două metode de calcul al debitului salubru pentru râuri din România, găsind că debitul Q80% asigură cel mai bine satisfacerea nevoilor ecologice, luând în calcul atât adâncimea, cât și viteza apei. Din studiu însă nu reiese dacă s-a validat metoda în teren, adâncimile fiind considerate numai la stațiile hidrometrice și nu în sectoarele cele mai nefavorabile pe cursul râului.

Cu referire la debitele rămase în albie în aval de acumulări sau prelevări de apă, INHGA (2011b), prezintă principii și concepte pentru restaurarea cursurilor de apă și descrie succint măsurile de concentrare a apei pe o fracțiune din lățimea albiei, măsuri care pot fi luate în considerare la restaurarea cursurilor de apă cu debite scăzute sau cu albie modificată. Conceptul de "ecohidrograf" este detaliat de Tecuci (2011), analizând regimul de curgere înainte și după impactarea unui râu prin realizarea unei acumulări. Observând că debitul salubru calculat după metoda actuală în România reprezintă de fapt debitul de supraviețuire (numit și de diluție), enumeră conceptele care ar trebui considerate pentru dinamizarea debitului salubru, astfel încât să poată asigura cerințele ecosistemelor din aval, dar fără a aprecia în ce măsură sunt adecvate habitatele astfel rezultate în aval.

Un studiu deosebit de complex a fost alcătuit pe 141 de pagini de către Arthington și Zalucki (1998), în care au fost revăzute o seamă de studii, de metode și cerințe, făcându-se o evaluare atentă a efectelor asupra sedimentului, morfologiei, stabilității malurilor, biotopilor acvatice, tributariilor, proceselor de inundație etc. Sunt prezentate diferite metode și soluții, inclusiv pentru asigurarea și inițierea migrației piscicole. Bunn (2002) detaliază efectele regimului alterat de

20 2.Situația actuală

curgere asupra ecosistemelor, incluzând și detalii despre necesitatea unei dinamici ale debitelor și despre facilitarea invaziei de către specii exotice prin alterarea regimului debitelor.

Pentru condițiile din Italia, liniile directe pentru stabilirea debitelor salubre sunt expuse de Comoglio (2006), iar conceptul din spatele celor din Austria este descris în Jäger (2007), însă detaliile și concluziile în urma aplicării acestora se regăsesc în capitolul despre debite salubre din această teză.

Mai trebuie precizat că Sanchez-Navarro et al. (2012) abordează debitele salubre ca pe unul din modurile de a atinge obiectivele Directivei Cadru Ape, analizând diferitele metode de calcul și aplecându-se și asupra corpurilor de apă puternic modificate și artificiale. De asemenea, face remarci și asupra "costurilor" debitului de servitute, având în vedere pierderile suferite de exploatarea hidroenergetice. Același subiect este atins și în TEEB case (2011), analizând și încercând să cuantifice beneficiile aduse ecosistemelor asigurarea unui debit ecologic.

2.7. Concluzii parțiale

După parcurgerea literaturii de specialitate se poate desprinde două concluzii importante:

- literatura din România este deficientă, existând o nevoie acută de elaborare a unor ghiduri sau linii directe pentru proiectarea și execuția pasajelor pentru pești dar și pentru o corectă realizare a lucrărilor hidrotehnice care pot împiedica migrația faunei acvatice;
- literatura din spațiul internațional este bogată, coerentă, existând o direcție comună.

Cu toate acestea, se poate observa necesitatea unor cercetări amănunțite, cu tehnică modernă, pentru a înțelege și mai bine comportamentul faunei acvatice și pentru a putea aborda cu succes barierele de pe marile râuri și fluvii.

Studiul de față diferă de cele descrise în literatură prin abordarea situației din România prin prisma celor mai noi date științifice: pe lângă realizarea unei sinteze a legislației comunitare și românești în domeniu, tratează și evaluarea implementării acestei legislații prin studii de caz, dar identifică și actorii principali, precum și factorii de decizie privitor la subiectul continuității longitudinale. Teza cuprinde o comparație a legislației și a practicii diferitelor state în stabilirea debitului salubru și evidențiază diferența dintre conceptul de migrație în amonte versus migrație în aval, subiect care în România de astăzi este fie evitat, fie tratat cu superficialitate. Ca element de noutate pentru țara noastră, teza cuprinde evaluarea mai multor pasaje pentru pești din punct de vedere hidraulic și studiază impactul hidroenergiei asupra hidromorfologiei râurilor impactate de derivații de apă. Mai mult, teza prezintă efectuarea în premieră pentru această țară a unor cercetări pe un model la scară, care reproduce un pasaj pentru migrația faunei acvatice, exemplificând totodată și algoritmul în urma căruia a fost dimensionat pasajul.

3. Cadrul politic și legislativ din România și Europa privind necesitatea asigurării continuității longitudinale a râurilor.

3.1. Politici călăuzitoare

În diferite părți ale lumii protecția populațiilor de pești se practică de secole, exemple fiind aici SUA sau Anglia, unde legea prevedea fie înlăturarea barărilor, fie construirea de pasaje pentru pești, chiar începând din secolul 16 (Gough, 2012). În prezent, în România există un cadru legislativ ce implică direct pasajele pentru migrația faunei acvatice, ca de exemplu Directiva Cadru Ape, Directiva Inundații, Directiva Habitate, Directiva Păsări, Planul Strategic pentru Biodiversitate al Națiunilor Unite, Politica de dezvoltare durabilă, Politica de amenajare a teritoriului etc, abordate separat în continuare.

3.1.1. Directiva Cadru Ape

Directiva Consiliului European 2000/60/EC, numită Water Framework Directive sau Directiva Cadru Ape (DCA) stabilește cadrul legal pentru un management durabil al apelor pentru întreg teritoriul Uniunii Europene. Obiectul directivei fiind stabilirea unui cadru pentru protecția apelor interioare de suprafață, de tranziție, de coastă și a apelor subterane, prin această directivă se urmăresc, printre altele:

“(a) prevenirea deteriorărilor ulterioare, conservarea și îmbunătățirea stării ecosistemelor acvatice și, în ceea ce privește necesitățile de apă ale acestora, a ecosistemelor terestre și a zonelor umede care depind în mod direct de ecosistemele acvatice;

(b) promovarea utilizării durabile a apei pe baza unei protecții pe termen lung a resurselor de apă disponibile.”

Printre obiectivele de mediu se numără protejarea, îmbunătățirea și refacerea corpurilor de apă cu scopul de a obține **starea bună** (resp. potențialul ecologic bun) până în anul 2015. Directiva abordează distinct “corpurile de apă” de suprafață, față de “corpurile de apă artificiale și corpurile de apă puternic modificate”, însă, pentru fiecare tip de corp de apă, definițiile pentru starea apelor din capitolul 1.2 al DCA sunt foarte precise privitor la fauna nevertebrată bentică, la fauna piscicolă, la continuitatea longitudinală sau la condițiile morfologice.

În paragraful 1.2.1., Directiva Cadru Ape definește “**starea ecologică bună**” sub aspectul elementelor calitative biologice pentru fauna piscicolă:

22 3. Cadrul politic și legislativ

“În comparație cu comunitățile specifice acestui tip, în compoziția și abundența speciilor există ușoare modificări datorate impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice. Structurile pe vârste ale comunităților piscicole indică modificări datorate impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizico-chimice și hidromorfologice și, în câteva cazuri, prezintă tulburări de reproducere sau de dezvoltare a unei anumite specii, ducând chiar la **lipsa unor categorii de vârstă.**”

În același context, “**starea ecologică medie**” este descrisă după cum urmează: “Compoziția și abundența speciilor piscicole diferă moderat față de comunitățile specifice acestui tip din cauza impacturilor antropice asupra elementelor calitative fizicochimice și hidromorfologice. Structurile pe vârste ale comunităților piscicole indică modificări antropice importante care duc la **absența sau prezența extrem de redusă a unei proporții moderate din speciile specifice** acestui tip.”

Astfel, conform cerințelor Directivei Cadru Ape, “starea bună” nu poate fi atinsă atâta timp cât nu este asigurată continuitatea longitudinală a cursului de apă, condiție descrisă pe larg în literatură. De exemplu, Gaumert (2011), subliniază faptul că, alături de o morfologie naturală, continuitatea longitudinală, este o condiție necesară pentru formarea unei ihtiocenoze specifice râului respectiv și că, fără această continuitate, nu se poate atinge starea ecologică bună a unui râu. Referitor la continuitatea longitudinală a râurilor, EU (2012) subliniază că pentru atingerea stării ecologice bune, trebuie îndeplinite condițiile ca peștii și nevertebratele să poată migra în amonte și în aval de lucrările hidrotehnice, iar sedimentele organice și anorganice să-și poată urma cursul natural. Mielach (2012) arată că pasul cel mai important în atingerea unei stări ecologice bune este (re)stabilirea continuității longitudinale, citând și numeroase titluri din literatura de specialitate, care denotă necesitatea asigurării unei continuități pentru toate speciile, inclusiv pentru stadiul de juvenil. Și MUNLV (2005) afirmă răspicat că nu se poate atinge starea ecologică bună dacă nu se asigură continuitatea longitudinală. QZVÖ-OG din 2010 este normativul pentru calitatea apelor din Austria, arătând că pentru atingerea pe termen lung a obiectivului de stare ecologică bună este necesară asigurarea conectivității longitudinale și laterale, subliniind că pasajele pentru pești compensează numai parțial impactul barierelor antropogene, deoarece conectivitatea este deja marginal afectată, chiar dacă există un pasaj funcțional pentru pești.

De asemenea, Stigler et al. (2005) atrage atenția asupra faptului că pentru atingerea obiectivelor Directivei Cadru Ape, respectiv a stării ecologice bune, este necesară asigurarea continuității longitudinale, făcând totodată o evaluare la nivel național a costurilor necesare pentru realizarea lucrărilor respective. Și ghidul EA (2012a) din Marea Britanie notează necesitatea conectivității longitudinale pentru atingerea stării ecologice bune, observând că, prin prisma Directivei Cadru Ape, pasajele vor trebui să asigure migrația tuturor speciilor de pești.

Ca o paralelă, potențialul ecologic maxim pentru corpurile de apă artificiale sau puternic modificate se poate atinge conform directivei “numai după ce au fost

luate toate măsurile practice de atenuare a efectelor pentru a asigura cea mai bună aproximare a continuumului ecologic, mai ales cu privire la migrarea faunei și la arealele adecvate de depunere a ouălor și de înmulțire”.

De asemenea, EEA (2012) arată că atingerea stării bune este improbabilă pentru corpurile de apă cu debite alterate semnificativ. Sanchez-Navarro și colab. (2012) au obținut o corelație între debitele rămase în albie și starea ecologică a râului, astfel încât, pentru încadrarea corpului în starea ecologică bună, debitul salubru ar trebui să acopere între 50 și 25 % din debitul anual, respectiv debitele prelevate să ia valori maxime între 75 și 50 % din debitele anuale.

Cu aplicabilitate directă în atribuirea stării ecologice foarte bune, Jäger (2007) apreciază că o deviere a mai mare de 20 % din debitele anuale nu mai poate fi considerată ne semnificativă.

Aparent fără nicio legătură cu starea habitatelor de-a lungul râurilor, subiectul inundațiilor este totuși strâns legat de acestea și trebuie menționat în acest context, deoarece există o oarecare confuzie, atât în rândul populației, cât și a specialiștilor: populația trebuie protejată de evenimente naturale extreme, dar totodată lunca inundabilă poate oferi un spațiu de retenție a apelor mari, iar descătușarea râului din construcțiile hidrotehnice îi oferă loc pentru a-și forma un curs natural și pentru a-și disipa energia. De aceea Directiva 2007/60/CE a Consiliului European privind evaluarea și **gestionarea riscurilor de inundații** preia conceptul “mai mult spațiu râurilor”: “Planurile de gestionare a riscului de inundații ar trebui să se concentreze asupra prevenirii, a protecției și a pregătirii. Pentru a asigura mai mult spațiu râurilor, acestea ar trebui să ia în considerare, în măsura posibilului, întreținerea și/sau refacerea zonelor inundabile”.

Obiectivul Directivei Inundații fiind reducerea riscului de inundații, această directivă este complementară Directivei Ape și nu opusă: abordarea modernă a inundațiilor merge mână în mână cu restaurarea habitatelor și cu restabilirea conectivității longitudinale și laterale ale râurilor: “Planurile de gestionare a riscului de inundații iau în considerare aspectele relevante, cum ar fi ... obiectivele de mediu din articolul 4 din Directiva 2000/60/CE, ... conservarea naturii ...”. Instrumentul de implementare al Directivei Inundații este Planul de Management al Riscului la Inundații.

3.1.2. Legea Apelor

Pentru a implementa Directiva Cadru Ape și Directiva Inundații, a fost elaborată Legea 107 din 1996, publicată în M.Of. 244/1996, numită și Legea Apelor. Aceasta reglementează și “lucrările care se construiesc pe ape sau care au legătură cu apele și prin care, direct ori indirect, se produc modificări temporare sau definitive asupra calității apelor ori regimului de curgere a acestora”. Definiște elementele de calitate pentru clasificarea stării ecologice a apelor de suprafață:

- elemente biologice:

- compoziția și abundența florei acvatice,

24 3. Cadrul politic și legislativ

- compoziția și abundența faunei de nevertebrate bentonice,
 - compoziția, abundența și structura pe vârste a faunei piscicole,
- elemente hidromorfologice care suportă elementele biologice
- regimul hidrologic, (cantitatea și dinamica curgerii apei; legătura cu corpurile de apă subterană),
 - continuitatea râurilor,
 - condiții morfologice (adâncimea râurilor și variația lățimii; structura și substratul patului).

Dacă până în august 2004 necesitatea unui pasaj pentru migrația peștilor era hotărâtă în urma unor studii de mediu, de la acea dată s-a schimbat metodologia, fără a fi detaliată, legea stipulând la art. 53 alin. (4): "Lucrările de barare a cursurilor de apă trebuie să fie prevăzute cu instalații care să asigure debitul necesar în aval, precum și, după caz, cu construcțiile pentru **migrarea ihtiofaunei** în vederea atingerii stării bune a apelor." Numai prin Ordinul 1163/2007 (vezi cap. 1.3) au fost stabilite condițiile în care devine obligatorie construcția pasajelor. Tot articolul 53, prevede că, prin avizul de gospodărire a apelor, pentru protecția utilizatorilor de apă sau a riveranilor, investitorul poate fi obligat să execute și **lucrări suplimentare**, necuprinse în documentația tehnică a beneficiarului (alin (5)).

Utilizatorii de prize, baraje și lacuri de acumulare, potrivit art 64 (1), au obligația legală de a asigura **debitul necesar protecției ecosistemului acvatic**, fără a se preciza metodologia de stabilire a acestui debit, aceasta fiind stabilită printr-un ordin intern al Apelor Române. Autorizația de gospodărire a apelor și actele complementare sunt documentele care trebuie să conțină **prevederile specifice privind mijloacele de supraveghere**, modalitățile de control tehnic etc (art. 55 (5)).

În România a fost constituit **Fondul național de date de gospodărire a apelor**, care este format din informații obținute de Regia Autonomă "Apele Române", de la unități specializate autorizate și de la utilizatorii de apă, cuprinzând totalitatea bazelor de date meteorologice, hidrologice, hidrogeologice, de gospodărire cantitativă și calitativă a apelor. Importantă este garantarea prin lege a accesului persoanelor fizice și juridice la informațiile din acest Fond (art. 35 (2), (6)), asigurându-se baza legală pentru **transparența** exploatării resurselor de apă. Deținătorii lucrărilor prin care se prelevează sau evacuează apă "sunt obligați să asigure montarea și funcționarea mijloacelor de măsurare, să păstreze pe timp de 5 ani datele obținute din măsurători și să le transmită lunar Regiei Autonome "Apele Române"."(art 59 (2)).

Legea Apelor abordează și situațiile în care lucrările hidrotehnice sunt abandonate, întreținute necorespunzător sau în care nu prezintă siguranță în exploatare atât cu privire la rezistența structurilor, cât și la **eficiența tehnologiilor adoptate**, precum și cazul nerespectării condițiilor de folosire sau de evacuare a apei prevăzute în autorizație, prevăzând pentru astfel de cazuri după caz,

demolarea structurii, suspendarea, modificare sau retragerea autorizației de gospodărire a apelor (art. 56-58).

Prevederile legale fără sancțiuni s-au dovedit ineficiente: astfel, art. 87 prevede amendă de la 35.000 lei la 40.000 lei, pentru persoane juridice, și amendă de la 10.000 lei la 15.000 lei, pentru persoane fizice, pentru faptele de la pct. 39 și 40:

- inexistența la lucrările de barare a cursurilor de apă a instalațiilor care să asigure în aval debitele salubre și debitele de servitute, precum și migrarea ihtiofaunei;
- nerespectarea prevederilor programelor de exploatare a lacurilor de acumulare și prizelor de apă, precum și neasigurarea debitelor salubre și a debitelor de servitute;

3.1.3. Ordinul 1163 din 16 iulie 2007

Pentru a putea aplica Legea Apelor, Ministerul Mediului și Dezvoltării Durabile a emis Ordinul 1163 din 16 iulie 2007 privind aprobarea unor măsuri pentru îmbunătățirea soluțiilor tehnice de proiectare și realizare a lucrărilor hidrotehnice de amenajare și reamenajare a cursurilor de apă, pentru atingerea obiectivelor de mediu din domeniul apelor, publicat în M.Of. 550/2007. Prin acest ordin se stabilesc condițiile în care devine necesar un pasaj: "lucrările de barare a cursurilor de apă mai înalte de 40 de cm vor fi prevăzute cu pasaje de trecere a faunei acvatice migratoare, exceptând cazurile în care nu există o soluție tehnică fezabilă sau soluția propusă este disproporționată din punctul de vedere al costurilor".

Această excepție este cel puțin discutabilă, deoarece nu este precizată măsura disproporționalității. Bineînțeles că pentru investitor orice cheltuială în plus trebuie evitată. Această prevedere este în contradicție cu legislația pentru implementare Directivei Habitate, ca de exemplu Ordinul 19 din 13 ianuarie 2010 pentru aprobarea Ghidului Metodologic privind evaluarea adecvată a efectelor potențiale ale planurilor sau proiectelor asupra ariilor naturale protejate de interes comunitar, care prevede:

"În vederea luării unei decizii privind aprobarea PP, autoritatea competentă pentru protecția mediului trebuie să se asigure prin documentația depusă de titular că:

- a) alternativa propusă pentru aprobare este cea care afectează cel mai puțin habitatele, speciile și integritatea ariei naturale protejate de interes comunitar;
- b) în decizia privind alegerea alternativei propuse pentru aprobare nu au fost luate în considerare aspectele economice și că nu există nicio altă alternativă fezabilă care să afecteze într-o măsură mai mică aria naturală protejată de interes comunitar"

Mai mult, această excepție de la obligativitatea asigurării continuității longitudinale a râului conduce la imposibilitatea atingerii obiectivelor de mediu asumate prin planurile de management bazinale și prin implementarea Directivei Cadru privind Apa. Existând o întrerupere a continuității, nu se mai poate atinge starea buna a corpului de apă.

3.1.4. Instrucțiuni privind calculul debitelor salubre și de servitute ale cursurilor de apă

Legislația românească nu are prevederi concrete vizând mărimea debitului de servitute, însă Legea Apelor stipulează că debitele minime în aval de o prelevare de apă se stabilesc de către AN Apele Române. Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor a elaborat Instrucțiunile privind calculul debitelor salubre și de servitute ale cursurilor de apă, care au fost aprobate prin decizia directorului general AN Apele Române nr. 30/16.01.2012 (INHGA, 2012).

Debitul salubru este esențial pentru a asigura condițiile de viață specifice organismelor acvatice, inclusiv pentru asigurarea unui nivel suficient de ridicat pentru migrația ihtiofaunei în albia râului. Deoarece în majoritatea cazurilor se alege ca debitul de servitute să fie asigurat prin pasajul de pești, aceste instrucțiuni devin importante pentru subiectul pasajelor pentru fauna acvatică. Astfel, INHGA (2012) stabilește: "debitul mediu zilnic din curba de durată a debitelor medii zilnice, corespunzător probabilității de 95 % ($Q_{95\%}$), se adoptă ca valoare a debitului salubru în secțiunea analizată, considerat ca debitul minim necesar pentru asigurarea condițiilor de viață ale ecosistemelor acvatice existente".

Luând cazul microhidrocentralelor din Munții Țarcu (detaliat ulterior în această teză), este ușor de înțeles că, în cazul râurilor cu debit mic, debitul salubru stabilit conform acestei metode nu este suficient pentru funcționarea unui pasaj de pești. De aceea, se poate întâmpla ca proiectantul să fie nevoit să suplimenteze acel debit impus de "instrucțiuni", pentru a asigura migrația faunei acvatice. Monitorizarea și înregistrarea debitelor salubre sau a celor care alimentează pasajele pentru pești nu este cerută de lege, însă această cerință se poate regăsi în avizele de gospodărire a apelor, ca de exemplu în DAB (2008).

Un alt aspect care contribuie la nerespectarea planurilor de management este faptul că administratorul resurselor de apă este și beneficiarul taxelor colectate de pe urma utilizatorilor, astfel încât, orice proiect aprobat și fiecare metru cub uzinat în plus aduce un venit în plus în bugetul acestui administrator.

3.1.5. Directiva Habitate

Prin Directiva Consiliului European 92/43/CEE privind conservarea habitatelor naturale și a speciilor de faună și floră sălbatică s-au pus bazele celei mai mari rețele de arii protejate la nivel mondial, rețeaua Natura 2000. Obiectivul directivei fiind "să contribuie la menținerea biodiversității prin conservarea habitatelor naturale și a speciilor de floră și faună sălbatică", Directiva Habitate face încă din art 2. precizarea foarte importantă: "Măsurile adoptate în temeiul prezentei directive trebuie să țină seama de condițiile economice, sociale și culturale, precum și de caracteristicile regionale și locale".

Termenul esențial folosit în această directivă este "coerent". Coerența rețelei ecologice europene Natura 2000 pune bazele unor arii nefragmentate la nivel

național și european, de unde se deduce și importanța conectivității longitudinale a cursurilor de apă.

Comisia Europeană precizează: "Natura 2000 este o rețea de zone protejate, alcătuită din arii speciale de conservare instituite în conformitate cu Directiva UE privind habitatele și din arii de protecție specială instituite în temeiul Directivei UE privind păsările. Natura 2000 nu impune un cadru rigid: în cadrul rețelei se pot desfășura în continuare activități precum agricultura, turismul, silvicultura și activitățile de agrement, în măsura în care acestea sunt sustenabile și în armonie cu mediul natural" (ECom, 2012).

În urma numeroaselor proteste ale societății civile vis-a-vis de afectarea râurilor din județul Argeș, Ministrul Mediului și Pădurilor a declarat în toamna anului 2012: „orice aviz care implică o direcție de acțiune strategică va fi acordat după consultarea prealabilă a autorității centrale de mediu și în urma controalelor de la fața locului, întrucât protejarea siturilor NATURA 2000 reprezintă o prioritate pentru Ministerul Mediului și Pădurilor. Vom solicita elaborarea unui studiu de Evaluare Strategică adecvată cumulat, conform Directivei Păsări și Habitate, care va avea în vedere conservarea biodiversității în siturile unde se află microhidrocentrale" (www.rtv.net).

De asemenea, prin avizul de mediu pentru Strategia Energetică a României (MMP, 2012) s-au stabilit și anumite măsuri dintre care trebuie amintită: "În acele situri de interes comunitar (SCI-uri) care au fost propuse pentru protejarea speciilor de pești, vidră și rac sau pentru habitate care sunt influențate, nu se va propune/aproba/accepta dezvoltarea/amplasarea microhidro- centralelor".

3.1.6. Legea ariilor protejate

Legea 49 din 7 aprilie 2011 pentru aprobarea Ordonanței de urgență a Guvernului nr. 57/2007 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și a faunei sălbatice este menită să implementeze Directiva Habitate în România și, printre altele, stabilește speciile și habitatele de interes comunitar, procedurile ce trebuie urmate în aceste arii protejate și studiile necesare investițiilor în ariile protejate. Legea stabilește criteriile de zonare a ariilor protejate de interes național, precum și activitățile ce sunt permise în fiecare zonă. Deoarece majoritatea ariilor protejate de interes comunitar sunt suprapuse celor de interes național, de obicei depășindu-le limitele, în continuare voi atinge subiectul evaluării adecvate, în special pentru că reprezintă un element relativ nou pentru societatea românească.

Articolul 28 specifică la alin. 1 și 2:

"(1) **Sunt interzise activitățile** din perimetrele ariilor naturale protejate de interes comunitar care pot să genereze poluarea sau deteriorarea habitatelor, precum și perturbări ale speciilor pentru care au fost desemnate ariile respective, **atunci când aceste activități au un efect semnificativ**, având în vedere obiectivele de protecție și conservare a speciilor și habitatelor.[...]

(2) Orice plan sau proiect care nu are o legatura directa ori nu este necesar pentru managementul ariei naturale protejate de interes comunitar, dar care ar putea afecta in mod semnificativ aria, singur sau in combinatie cu alte planuri ori proiecte, este supus unei **evaluări adecvate** a efectelor potentiale asupra ariei naturale protejate de interes comunitar, avandu-se in vedere obiectivele de conservare a acesteia.”

Mai departe, evaluarea adecvată este reglementată de Ordinul 19 din 13 ianuarie 2010 pentru aprobarea Ghidului metodologic privind evaluarea adecvată a efectelor potențiale ale planurilor sau proiectelor asupra ariilor naturale protejate de interes comunitar. Printre altele, studiul de evaluare adecvată trebuie să cuprindă:

2. *date despre prezența, localizarea, populația și ecologia speciilor și/sau habitatelor de interes comunitar prezente pe suprafața și în imediata vecinătate a PP, menționate în formularul standard al ariei naturale protejate de interes comunitar;*
3. *descrierea funcțiilor ecologice ale speciilor și habitatelor de interes comunitar afectate (suprafața, locația, speciile caracteristice) și a relației acestora cu ariile naturale protejate de interes comunitar învecinate și distribuția acestora;*
4. *statutul de conservare a speciilor și habitatelor de interes comunitar;*
5. *date privind structura și dinamica populațiilor de specii afectate (evoluția numerică a populației în cadrul ariei naturale protejate de interes comunitar, procentul estimativ al populației unei specii afectate de implementarea PP, suprafața habitatului este suficient de mare pentru a asigura menținerea speciei pe termen lung);*
6. *relațiile structurale și funcționale care creează și mențin integritatea ariei naturale protejate de interes comunitar”.*

O parte a cercetărilor mele a avut ca scop identificarea de noi metode de inventariere și monitorizare. Parcul Natural Cefa, unde, în cadrul unei echipe am desfășurat aceste studii, a fost declarat arie protejată pentru habitatele umede cu valoare deosebită pe care le adăpostește. fiind totodată și sit de importanță comunitară pentru diferite specii, dintre care amintesc doar vidra de râu *Lutra lutra*, zvârluga *Cobitis taenia*, țiparul *Misgurnus fossilis* și boarța *Rhodeus sericeus amarus*. Pe parcursul studiilor doctorale am putut prezenta rezultatele unei abordări alternative a inventarierii speciilor, parte integrantă a monitorizării obligatorii pentru elaborarea planului de management și pentru administrația ulterioară a sitului. Rezultatele arată că, analizând lanțul trofic într-un ecosistem și identificând speciile prădătoare (din ordinul strigifomelor), poate fi deslușită componența specifică a faunei de mamifere mici, cu o acuratețe sporită (Petrovici et al., 2013). Nefiind dată acoperirea statistică, au trebuit lăsate deoparte datele culese pentru o a treia specie de strigiform, *Athene noctua*. Astfel, analiza ingluviilor a numai două specii prădătoare a permis identificarea a două specii noi de mamifere, nesemnificate până la data respectivă în areal, dar a făcut posibilă și identificarea nevoilor de habitat a speciilor de strigifome studiate. Acest studiu a demonstrat că, dacă sunt abordate cu rigoare științifică, metodele alternative de monitorizare pot prezenta o eficiență sporită față de metodele clasice, care în acest caz particular ar fi presupus și

sacrificarea mai multor indivizi, atât din rândul strigiformelor, cât și din cadrul speciilor-pradă.

Art. 28 alin. 11 al Legii 49/2011 precizează necesitatea consultării administratorilor sau custozilor siturilor Natura 2000 de către autoritățile de mediu competente deja din cadrul etapei de încadrare. Mai mult, prin art. 28¹, s-a stabilit că actele de reglementare se pot emite numai cu **avizul administratorilor** ariilor naturale protejate.

Există numeroase exemple de investiții care nu au putut fi efectuate în aceste situri comunitare, multe dintre ele fiind în stadiu avansat de proiectare, presupunând uneori irosirea unor resurse importante. S-a ajuns în această situație pe de o parte datorită ignorării legislației actuale, pe de altă parte prin lipsa cooperării între beneficiar / proiectant și administrațiile siturilor Natura 2000. Unele dintre aceste investiții puteau fi proiectate în așa fel încât să nu afecteze semnificativ speciile sau habitatele respective, dacă în procesul de proiectare ar fi fost atrași biologi / ecologi și administratorii sau custozii siturilor respective.

3.1.7. Normativ tehnic NTLH-001 din 6 oct. 2008 pentru lucrări hidrotehnice

Pentru respectarea principiilor dezvoltării durabile, acest normativ prevede că "se vor avea în vedere soluții care să conducă la minimizarea afectării echilibrului ecologic" prin "menținerea vitezei, profunzimii și amplitudinii modificărilor aduse cursurilor de apă, în limite compatibile cu evoluția echilibrată a mediului natural, cu capacitatea de regenerare și autoreglare a lumii vii".

3.1.8. Politica de dezvoltare durabilă

În anul 2008, a fost aprobată Strategia Națională pentru Dezvoltare Durabilă la orizontul anilor 2013–2020–2030, aceasta fiind un proiect comun al Guvernului României, prin Ministerul Mediului și Dezvoltării Durabile, și al Programului Națiunilor Unite pentru Dezvoltare, prin Centrul Național pentru Dezvoltare Durabilă.

Pentru a trece la un model de dezvoltare al dezvoltării durabile propriu Uniunii Europene și larg împărtășit pe plan mondial, pentru îmbunătățirea continuă a vieții oamenilor și a relațiilor dintre ei în armonie cu mediul natural, strategia are ca obiective îmbunătățirea managementului și evitarea supraexploatării resurselor naturale, recunoscând valoarea serviciilor ecosistemelor cu una din direcțiile principale de acțiune "folosirea generalizată a celor mai bune tehnologii existente, din punct de vedere economic și ecologic, în deciziile investiționale; introducerea fermă a criteriilor de eco-eficiență în toate activitățile de producție și servicii".

Notabilă și de interes este precizarea **necesității utilizării celor mai bune tehnologii existente!** Pentru a realiza pasaje eficiente pentru fauna acvatică, specialiștii din proiectare vor trebui să înțeleagă că în alte țări s-au făcut studii și

progrese însemnate în privința pasajelor de pești. Astfel se vor evita cazurile în care se efectuează pasaje despre care se știe de acum că într-un viitor mai apropiat sau mai îndepărtat vor trebui refăcute pentru a deveni funcționale.

3.2. Politici auxiliare

De asemenea, fără a intra în detalii, trebuie amintit că în România există și un cadru care se referă doar implicit la restaurarea cursurilor de apă, de exemplu prin îmbunătățirea factorilor de mediu, precum:

- Politica Agricolă Comună,
- Politica Comună în domeniul Pescuitului,
- Directiva Nitrați,
- Directiva Apelor Subterane etc.

3.3. Alte angajamente

Prin adoptarea unor strategii și prin semnarea diferitor convenții, statul român s-a angajat să protejeze bogățiile sale naturale, cu implicații directe și asupra pasajelor pentru pești.

Strategia Națională și Planul de Acțiune pentru Conservarea Biodiversității 2013 – 2020

În urma ratificării convenției privind diversitatea biologică au fost formulate 3 strategii naționale, fiind asumate la nivel național conceptele cheie privind conservarea diversității biologice:

- Dezvoltarea durabilă. Protecția și conservarea biodiversității sunt strâns legate de satisfacerea nevoilor economice și sociale ale oamenilor;
- Abordarea ecosistemică;
- Prioritizarea biodiversității. Biodiversitatea trebuie să fie integrată în toate politicile sectoriale.

Ministerul Mediului și Schimbărilor Climatice a supus această strategie dezbaterii publice la începutul anului 2013, abordând amenințările directe asupra biodiversității, obiectivele strategice pentru conservarea biodiversității și un plan de acțiune. Din acesta din urmă amintim doar:

- Includerea considerațiilor privind conservarea biodiversității în normele tehnice care stabilesc modul de calcul al debitelor de servitute;
- Realizarea unui studiu la nivel național care să identifice zonele în care trebuie interzisă construcția de hidrocentrale, din cauza impactului major asupra biodiversității;
- Evaluarea modului în care actuala rețea de transport rutier fragmentează habitatele naturale și habitatele speciilor sălbatice de interes conservativ și

propunerea de soluții pentru diminuarea/ eliminarea fragmentării (ecoducte, poduri pentru faună etc.).

Strategia Energetică a României

Ministerul Economiei, Comerțului și Mediului de Afaceri a întocmit Strategia Energetică a României actualizată pentru perioada 2011-2020 detaliind pentru subsectorul Producerea Energiei Electrice și Activități Asociate – Centrale Hidroelectrice măsurile pentru prevenire, reducerea și compensarea potențialelor efecte negative (EPC, 2011), dintre care amintesc:

- cu o prioritate absolută, identificarea unei soluții care să permită refacerea migrației sturionilor amonte de Porțile de Fier I și II,
- realizarea unor evaluări a efectelor cumulative a tuturor proiectelor relevante,
- includerea măsurilor de refacere a conectivității longitudinale să reprezinte o condiție de avizare,
- identificarea și implementarea **celor mai bune soluții tehnice** pentru asigurarea migrației peștilor și altor organisme acvatice, precum și prevenirea accesului acestora în prizele de aspirație,
- **structurile construite pentru pasajul peștilor trebuie să-și dovedească funcționalitatea,**
- evaluarea de impact să includă o **monitorizare relevantă de minim 1 an a particularităților de mediu anterior construirii și apoi o monitorizare de minim 2-3 ani a schimbărilor survenite.**
- evaluările de impact să se bazeze pe date sigure și credibile privind starea inițială și ulterioară, date obținute inclusiv prin măsurători, analize, observații directe în teren.

De asemenea, prin avizul de mediu pentru această strategie (MMP, 2012) s-au stabilit și anumite măsuri dintre care trebuie amintite: **restabilirea conectivității longitudinale** a cursurilor de apă prin realizarea de pasaje pentru trecerea ihtiofaunei, evitarea alterării habitatelor naturale, în special a celor ce fac obiectul conservării și evitarea amplasării noilor capacități hidroenergetice pe cursuri naturale de apă, îndeosebi în interiorul ariilor naturale protejate. Cursul de apă fiind considerat un sistem continuu cu conectivitate hidrologică și cu regim variabil în timp, soluțiile tehnice ingineresti trebuie să respecte aceste concepte ecologice.

Convenția privind conservarea vieții sălbatice și a habitatelor naturale din Europa

Adoptată la Berna în 19 septembrie 1979, convenția are ca obiect asigurarea conservării florei și a faunei sălbatice și a habitatelor lor naturale, în special a speciilor și habitatelor a căror conservare necesită **cooperarea mai multor state**, cu o atenție deosebită acordată speciilor amenințate cu nimicirea și vulnerabile. Recunoscând importanța bazinală a tuturor speciilor de sturioni, Consiliul Europei, în cadrul Convenției pentru conservarea speciilor sălbatice și a habitatelor naturale a publicat în decembrie 2005 **Planul de acțiune pentru conservarea sturionilor**

(Acipenseridae) în bazinul Dunării. Acest document este sprijinit de mai multe organizații cu competență în domeniu: International Association for Danube Research, Sturgeon Specialist Group din cadrul IUCN - The World Conservation Union/Species Survival Commission, precum și de către World Sturgeon Conservation Society.

Scopul final statuat în acest plan de acțiune este: "Prin acțiuni naționale și cooperare internațională, de a asigura populații viabile a tuturor speciilor și formelor de sturioni din Dunăre, prin management durabil și prin restaurarea habitatelor naturale și a mișcărilor migratoare."

Planul de acțiune cuprinde 12 obiective concrete, cele prioritare referindu-se la:

- reducerea imediată și semnificativă a presiunii prin pescuit,
- **facilitarea migrației sturionilor la Porțile de Fier I și II:** studiu de fezabilitate, proiectare și implementare,
- cercetarea habitatelor sturionilor,
- evitarea de noi construcții de apărare împotriva inundațiilor care pot influența negativ lunca inundabilă.

Convenția privind conservarea speciilor migratoare

Prin LEGEA nr. 13 din 8 ianuarie 1998, România a aderat la Convenția privind conservarea speciilor migratoare de animale sălbatice, adoptată la Bonn la 23 iunie 1979, cunoscută ca CMS sau Convenția de la Bonn. Aceasta recunoaște importanța speciilor migratoare de pești și prevede luarea unor măsuri pentru conservarea acestor specii.

Convenția privind diversitatea biologică

Semnata în 1992 ca urmare a Summitului de la Rio, Convenția Națiunilor Unite privind diversitatea biologică a intrat în vigoare în octombrie 1994. Obiectivele convenției sunt "conservarea diversității biologice, utilizarea durabilă a componentelor sale și împărțirea corectă și echitabilă a beneficiilor ce rezultă din utilizarea resurselor genetice". Ca urmare, România s-a obligat să elaboreze sau să adapteze strategii, planuri și programe naționale pentru a asigura conservarea și utilizarea durabilă a diversității biologice și să integreze conservarea și utilizarea durabilă a diversității biologice în planurile, programele și politicile sale. Convenția apreciază că fragmentarea habitatelor prin infrastructură și alte folosințe este o reală amenințare pentru populațiile multor specii.

Și Planul Strategic pentru Biodiversitate al Națiunilor Unite are ca un scop strategic îmbunătățirea situației biodiversității prin păstrarea diversității ecosistemelor, a speciilor și a diversității genetice. Se enunță țintele de atins (UN, 2011):

- „ținta 11: Până în anul 2020, cel puțin 17 procente din zonele terestre și cu ape interioare, și 10 procente din zonele costiere și marine, în special zonele deosebit de importante pentru biodiversitate și serviciile ecosistemelor, sunt conservate prin sisteme efectiv și echitabil administrate, reprezentative

ecologic și bine conectate de zone protejate și alte măsuri de conservare efective bazate pe zonă, și integrate în peisajele terestre și marine mai largi.

- ținta 12: Până în anul 2020 extincția speciilor amenințate cunoscute a fost prevenită și situația conservării lor, în special a acelor cu cel mai mare declin, a fost îmbunătățită și susținută”.

Țintele de Dezvoltare ale Mileniului

De atins până în 2012, Țintele de Dezvoltare ale Mileniului (The Millennium Development Goals) au fost adoptate de toate cele 193 de state membre ale Națiunilor Unite și de către cel puțin 23 de organizații internaționale. Una dintre aceste ținte este asigurarea durabilității mediului (Gough, 2012).

Convenția asupra zonelor umede, de importanță internațională, în special ca habitat al păsărilor acvatice

Această convenție, cunoscută că și Convenția Ramsar, semnată la 2 februarie 1971 în Iran, stabilește cadrul conservării caracterului ecologic al zonelor umede în statele membre. Ariile care corespund anumitor criterii sunt incluse în lista zonelor umede de importanță internațională, relevanța directă pentru migrația piscicolă fiind arătată de manualele de politici ale zonelor umede, de management bazinal și cooperare internațională (Gough, 2012).

Strategia UE pentru regiunea Dunării

Pe 8 decembrie 2010 Comisia Europeană a aprobat și a publicat Strategia UE pentru regiunea Dunării, concretizată într-o Comunicare și un Plan de Acțiune, cele patru axe prioritare ale Strategiei fiind:

- conectivitatea (transport intermodal, cultură și turism, rețele de energie),
- protecția mediului (managementul resurselor de apă, protecția biodiversității și managementul riscurilor),
- creșterea prosperității regiunii Dunării (educație, cercetare, competitivitate) și
- îmbunătățirea sistemului de guvernare (capacitate instituțională și securitate internă).

Pe agenda Strategiei este “asigurarea unor populații viabile de sturioni în Dunăre, dar dintre acțiunile propuse se pot aminti și: reducerea întreruperilor continuității pentru migrația peștilor, protejarea și restaurarea celor mai valoroase ecosisteme și specii periclitare, dezvoltarea infrastructurii verzi pentru a asigura diferite regiuni și habitate biogeografice”.

Strategia UE asupra biodiversității până în 2020

Implementarea infrastructurii verzi și restaurarea a 15% din ecosistemele degradate pentru menținerea și ameliorarea ecosistemelor până în anul 2020 este ținta numărul 2 a acestei strategii (ECom, 2011). Această țintă trebuie atinsă printr-un set de acțiuni:

34 3. Cadrul politic și legislativ

- îmbunătățirea cunoștințelor despre ecosisteme și serviciile aduse de acestea în UE,
- stabilirea priorităților pentru restaurare ecologică și utilizarea infrastructurii verzi,
- asigurarea lipsei de pierderi a biodiversității și a serviciilor ecosistemelor.

Strategia regională pentru conservarea și managementul durabil a populațiilor de sturioni în Nord-Vestul Mării Negre și în Dunărea inferioară

Abordând lipsurile informaționale în privința sturionilor, a habitatelor și a pescuitului, precum și repopularea și inventarierea, în anul 2003 autoritățile în piscicultură și organismele CITES din România, Bulgaria, Serbia și Ucraina au convenit asupra Strategiei Regionale pentru conservarea și managementul durabil al populațiilor de sturioni în NV Mării Negre și în Dunărea Inferioară, prin care s-au putut stabili cotele anuale de pescuit și export pentru sturioni.

Moratoriul de 10 ani pe pescuitul comercial al speciilor de sturioni

Moratoriul a fost declarat unilateral de către România în mai 2006, pentru a fi apoi urmată de celelalte țări a Dunării inferioare. Moratoriul a fost declarat cu scopul de a asigura conservarea speciilor de sturioni, în continuare fiind permise numai capturile pentru măsuri de reproducere artificială sau în captivitate. Datorită implicării slabe a comunităților pescărești și a lipsei totale a măsurilor de compensare, inițiativa nu a fost acceptată în rândul populației și a dus la proliferarea braconajului (IAD, 2013).

Convenția privind cooperarea pentru protecția și utilizarea durabilă a Fluviului Dunărea. Comisia Internațională pentru Protecția Fluviului Dunărea. Planul de Management Bazinal al Districtului Dunării

Semnata la Sofia în 1994 și ratificată în România prin Legea nr. 14/1995, această convenție pune bazele pentru asigurarea protecției apei și resurselor ecologice, implicit și pentru conservarea și reconstrucția ecosistemelor, precum și utilizarea lor durabilă în bazinul hidrografic al Dunării. Organismul tehnic al Convenției este Comisia internațională pentru protecția fluviului Dunărea (ICPDR), alcătuită din delegați nominalizați de părțile contractante. Această comisie are ca scop salvarea resurselor Dunării pentru generații viitoare, echilibrarea balanței nutrienților în ape, eliminarea riscului chimicelor toxice, ecosisteme sănătoase în râuri și inundații fără pagube. Lucrările comisiei ar trebui să facă posibilă folosința durabilă și echitabilă a apelor în Bazinul Dunării.

De la înființare, ICPDR a promovat acorduri politice și stabilirea de priorități și strategii comune pentru îmbunătățirea stării Dunării și a tributariilor ei. Astfel au fost perfectate Sistemul de urgență de alarmare în caz de accidente, Rețeaua transnațională de monitoring pentru calitatea apei și Sistemul informatic pentru Dunăre Danubis.

Cea mai bună cale de a proteja și administra apele este cooperarea dintre toate țările bazinului hidrografic, luând în considerare atât interesele din amonte, cât

și interesele din aval. În prezent, în urma adoptării DCA, toate țările UE folosesc abordarea bazinală pentru administrarea apelor.

Convenția reprezintă cadrul politic și legal pentru managementul apelor în bazinul Dunării. Astfel, ICPDR a fost umbrela sub care a fost compilat și **Planul de Management al Districtului Hidrografic al Dunării**, ICPDR (2009). Acest document identifică presiunile, ariile protejate, rețelele de monitorizare, statutul corpurilor de apă, dar abordează și programul comun de măsuri, inundațiile și schimbările climatice. Acest plan de management urmărește logica și cerințele Directivei Cadru Apă, fiind un document de peste 100 de pagini, 29 de hărți tematice și alte 21 de anexe. Planul abordează atât apele subterane cât și de suprafață, descrie presiunile prezente, măsurile care trebuie întreprinse, un program comun de măsuri, atingând și sfera ariilor protejate, o analiză economică a utilizării apei, dar abordează și managementul de risc al inundațiilor, schimbările climatice și consultarea și informarea publică.

Sunt semnalate 1.688 de bariere pe râuri cu bazine mai mari de 4.000 km², din care 932 erau o piedică în migrația peștilor în anul 2009. Până în 2015 se preconizează restabilirea conectivității longitudinale la alte 108 obiective. S-a stabilit **obiectivul general de a elibera rutele de migrație pentru râurile cu bazin mai mare de 4.000 km²**, specificând că aceasta este crucial pentru atingerea stării ecologice bune, respectiv potențialului bun.

În elaborarea planului de management al bazinului Dunării, pentru sturioni a fost realizată o metodă pentru prioritizarea măsurilor impuse pentru restaurarea continuității Dunării (ICPDR, 2009). Au fost luate în vedere distribuția istorică și actuală a speciilor migratoare, calibrarea cu alte bazine de referință, distanța obstacolelor de la gura de vărsare, suprafața bazinelor hidrografice, altitudinea, statutul de arie protejată etc. După cum au arătat și capturile record de sturioni la finalizarea HC Porțile Fier (CE, 2005), rezultatul prioritizării a atribuit cea mai mare prioritate hidrocentralelor de la Porțile de Fier cu valori ale indicelui de prioritizare ≥ 20 . Alte două obstrucții, la Gabickovo și Geisling au obținut o valoare a indicelui de 16, în timp ce toate celelalte 681 de bariere ≤ 12 . Ca o concluzie, s-a stabilit că primii și cei mai urgenți pași ce trebuie întreprinși sunt efectuarea studiului de fezabilitate pentru a permite **pasajul faunei piscicole la Porțile de Fier I și II**, luând în considerare atât pasajul în amonte cât și în aval, pasabilitatea și pentru alte specii, iar apoi proiectarea și implementarea soluțiilor (ICPDR, 2009).

Ca o măsură pentru viitorul apropiat a fost stabilită necesitatea **realizării studiului de fezabilitate pentru facilitarea migrației sturionilor la Porțile de Fier I și II până în 2015**.

Documentul ghid **Declarația comună privind principiile directoare pentru dezvoltarea navigației pe căile navigabile interioare și protecția mediului în bazinul Dunării** a fost emis în urma întâlnirilor de lucru interdisciplinare pentru menținerea căii navigabile existente și dezvoltarea infrastructurii căii navigabile viitoare. fiind percepută ca "o piatră de hotar, care conduce la integrarea ecologiei în dezvoltarea navigației", stabilește cerințele de bază pentru păstrarea/conservarea

36 3. Cadrul politic și legislativ

integrității ecologice a Dunării, pentru atingerea stării ecologice bune sau a potențialului ecologic bun dintre care cele de interes sunt:

- Protejarea/conservarea importantelor valori naturale sau ecologice ale zonelor riverane, secțiunilor de râu și populațiilor acvatice,
- Restaurarea secțiunilor de râu modificate/afectate și a zonelor riverane,
- Căi navigabile și mediul luncii inundabile, dinamice și specifice (referitor la suvoaie, linia malului, brațe laterale și lunci joase), care mențin un echilibru dinamic și condiții de conectivitate adecvate,
- O migrare longitudinală și laterală neperturbată **a tuturor speciilor de pești** și a altor specii acvatice, pentru a asigura o dezvoltare naturală.

Documentul prezintă și un set de recomandări, dintre care importante pentru acest studiu sunt stabilirea unor echipe interdisciplinare de planificare și evitarea sau, în cazul în care acest lucru nu este posibil, minimizarea impactului intervențiilor structurale/de inginerie hidraulică în sistemul râului, prin reducere și/sau restaurare, dând prioritate intervențiilor reversibile.

Prin **Declarația Dunării** în urma întâlnirii ministeriale din 16 februarie 2010 a fost aprobat planul de management al districtului, afirmându-se importanța particulară a evaluării cadrului legal al viitoarelor proiecte, odată cu analiza celor mai bune practici de mediu și a celor mai bune tehnici disponibile pentru viitoarele proiecte de infrastructură. De asemenea, se va utiliza prioritizarea ecologică pentru măsurile de restaurare a continuității râurilor și a habitatelor.

3.4. Organizații implicate

Alături de instituțiile amintite mai sus, există diferite organizații care încurajează conservarea habitatelor sau a speciilor, dintre care numai câteva vor fi enumerate în continuare:

Organizația pentru Hrană și Agricultură a Națiunilor Unite (Food and Agriculture Organization)

Înființată în 1943 pentru a obține siguranța hranei pentru toți și a unei vieți active și sănătoase, FAO este într-o permanentă preocupare pentru salvarea și sporirea a numeroase specii de pești. Punctual, pentru a contribui la restabilirea conectivității longitudinale a Dunării la Porțile de Fier I și II, a organizat o echipă internațională pentru a efectua un studiu de pre-fezabilitate la acest sistem hidroenergetic. Studiul analizează caracteristicile tehnice ale celor 2 sisteme, specificitatea topografică, spațiul disponibil etc și ia în considerare diferite soluții pentru construirea pasajelor pentru migrația faunei acvatice. Concluzionează că instalarea unor pasaje este fezabilă, pentru o localizare adecvată însă fiind necesare studii ecologice suplimentare (FAO, 2011).

Comisia Mondială a Barajelor (The World Commission on Dams)

Condusă de Banca Mondială (World Bank) și de Uniunea Mondială de Conservare (World Conservation Union – IUCN), Comisia Mondială pentru Baraje (World Commission on Dams) a fost stabilită în 1998 ca răspuns la controversele locale și internaționale asupra marilor baraje. Comisia avea sarcina să se ocupe de fezabilitatea marilor baraje și a alternativelor la acestea, precum și de dezvoltarea unor criterii și linii directoare acceptabile la nivel internațional pentru planificarea, proiectarea, construcția, operarea, monitorizarea și demolarea barajelor.

Comisia a formulat o serie de recomandări, printre care și necesitatea unui proces de informare și consultare a publicului, a unei analize a factorilor tehnici, de mediu, financiari și sociali, a asigurării unor beneficii pentru comunitatea locală (pe lângă compensațiile pentru pierderi), necesitatea unei evaluări a ecosistemului pentru a evita un impact semnificativ asupra speciilor periclitare etc.

Raportul final prezintă efectele barajelor asupra ecosistemelor, inclusiv emisia gazelor cu efect de seră, găsind că blocarea rutelor de migrație este cel mai însemnat impact, prezent la 60% din cazurile analizate, menționând că la 36% din aceste cazuri nu s-a anticipat acest impact în faza de construcție.

Comisia a atras atenția asupra faptului că barajele au avut un rol însemnat în evoluția societății umane și că au o utilitate crescută, însă aceste baraje au prezentat costuri ridicate și dezavantaje însemnate în special din punct de vedere social, dar și pentru mediul înconjurător. Numeroase proiecte nu au adus atâtea beneficii pentru utilizatorii de apă sau pentru producția energiei, precum s-a asumat în faza de proiectare.

Asociația Internațională a Energiei Hidroelectrice (International Hydropower Association IHA)

Această asociație a fost înființată în 1995 sub auspiciile UNESCO ca un forum pentru promovarea bunelor practici și a cercetării în domeniul energiei hidroelectrice. Asociația sprijină rolul hidroenergiei în obținerea energiei "curate". În protocolul de evaluare dezvoltat enunță și criteriul biodiversității pentru evaluarea barajelor, incluzând aici și continuitatea longitudinală (IHA, 2010).

Societatea Mondială pentru conservarea sturionilor (The World Sturgeon Conservation Society WSCS)

Înființată în 2003, societatea intenționează să funcționeze ca un forum internațional pentru discuții științifice și cooperare pe tema sturionilor, urmărind conservarea sturionilor. Într-adevăr, societatea organizează regulat conferințe și simpozioane cu focus asupra sturionilor, oferind cadrul necesar colaborării, organizării de grupuri de acțiune, editând materiale științifice de specialitate etc, sprijinind acțiunile de păstrare și restabilire a conectivității longitudinale a Dunării în România.

World Wide Fund for Nature (WWF)

Luând ființă în 1961, această organizație non guvernamentală este astăzi activă în peste 100 de țări și are aprox. 5 milioane de susținători. Misiunea WWF la nivel global este "aceea de a stopa degradarea mediului și de a construi un viitor în care oamenii trăiesc în armonie cu natura, prin conservarea diversității biologice la nivel mondial, utilizarea rațională a resurselor naturale regenerabile, reducerea poluării și a consumului irațional."

Printre succesele la care a contribuit WWF se numără și Declarația Coridorul Verde al Dunării Inferioare semnată în anul 2000 de către guvernele Ucrainei, României, Bulgariei și Moldovei, "recunoscând necesitatea și responsabilitatea de a conserva și gestiona în mod durabil una dintre regiunile cu cea mai mare biodiversitate din lume", aceasta fiind potrivit WWF "cea mai mare și mai ambițioasă inițiativă din Europa de refacere a zonelor umede".

Având un program permanent numit "WWF Programul Dunăre-Carpați România", această ONG a finalizat deja proiectele "Împreună pentru Dunăre", "Conservarea și managementul integrat al ostroavelor de pe Dunăre", "Delta Dunării - o poartă naturală spre Europa", "Delta Dunării, paradisul în pericol", a publicat mai multe materiale dintre care trebuie amintit "Evaluarea potențialului de restaurare de-a lungul Dunării și a principalilor tributari" (Schwarz, 2010) și în prezent are în derulare și alte proiecte.

3.5. Concluzii parțiale

Contextul actual al României și apartenența la Uniunea Europeană face ca subiectul continuității longitudinale a râurilor să fie prezent în numeroase acte normative, fie menționat direct, fie subînțeles prin obiectivele propuse. Cu toate că numărul actelor este relativ mare și subiectul este unul complex, în ceea ce privește pasajele pentru pești există o direcție unică, de reținut fiind că pentru a atinge starea ecologică bună a râurilor trebuie asigurată continuitatea longitudinală, care în prezent se asigură prin îndepărtarea barărilor sau prin amenajarea unor pasaje pentru migrația faunei acvatice în dreptul barărilor. Simpla amenajare a pasajelor pentru pești nefiind suficientă, ele trebuie realizate după cele mai bune tehnici disponibile, trebuie să-și dovedească eficiența pentru toate speciile de pești și trebuie să fie dotate cu un debit suficient pentru funcționare. Bineînțeles că, pentru a păstra sau atinge starea ecologică foarte bună sau în cazul ariilor protejate, condițiile sunt și mai stricte.

Se observă că există prevederi legale atât cu privire la aspectul cantitativ, cât și calitativ al apei, Directiva Cadru privind Apa oferind o abordare unitară a acestui domeniu, fiind sprijinită de prevederile Directivei Habitate, care includ și conservarea habitatelor, protejarea speciilor etc.

Planurile de management a bazinelor hidrografice ar trebui să ofere un cadru bine pus la punct, care să înglobeze numeroasele politici din domeniile economiei și mediului, care să asigure o dezvoltare durabilă, să crească

predictibilitatea și să constituie un ghid pentru investitori. Astfel, consultarea planului de management al spațiului hidrografic ar trebui să ofere deja indicii despre studiile necesare și despre măsurile necesare pentru atenuarea impactului. Cu excepția apelor strict protejate, planurile de management nu trebuie să delimiteze ariile în care se interzice dezvoltarea economică, ci să permită utilizatorilor diferențierea între arii mai sensibile și arii mai puțin sensibile. În acest fel ar putea fi economisite resurse importante, încurajând dezvoltarea economică în anumite arii și descurajând-o în altele, totodată încurajând efectuarea de studii de mediu de o înaltă calitate. De altfel, și WWF propune în ICPDR (2013) o împărțire a cursurilor de apă în patru categorii, de la zone de interzicere a hidroenergiei până la zone favorabile dezvoltării hidroenergiei.

Implicații directe asupra subiectului continuității longitudinale a râurilor au următoarele strategii:

- Strategia Națională și Planul de Acțiune pentru Conservarea Biodiversității 2013 – 2020,
- Strategia Energetică a României,
- Strategia regională pentru conservarea și managementul durabil a populațiilor de sturioni în Nord-Vestul Mării Negre și în Dunărea inferioară,
- Strategia UE pentru Regiunea Dunării,
- Strategia UE asupra biodiversității până în 2020.

Toate aceste strategii sunt sprijinite de un număr de patru convenții internaționale privind conservarea și protejarea speciilor și habitatelor:

- Convenția privind conservarea vieții sălbatice și a habitatelor naturale din Europa,
- Convenția privind conservarea speciilor migratoare,
- Convenția privind diversitatea biologică,
- Convenția asupra zonelor umede, de importanță internațională, în special ca habitat al păsărilor acvatice,
- Țintele de Dezvoltare ale Mileniului.

Pentru asigurarea protecției apei și resurselor ecologice, implicit și pentru conservarea și reconstrucția ecosistemelor, precum și utilizarea lor durabilă în bazinul hidrografic al Dunării, România este membru contractant al Convenției privind cooperarea pentru protecția și utilizarea durabilă a Fluviului Dunărea și face parte din Comisia Internațională pentru Protecția Fluviului Dunărea.

De asemenea, diferite organizații participă activ la o dezvoltare durabilă a societății, implicându-se activ în asigurarea habitatelor necesare migrației faunei acvatice:

- Organizația pentru Hrană și Agricultură a Națiunilor Unite (Food and Agriculture Organization),
- Comisia Mondială a Barajelor (The World Commission on Dams),
- Asociația Internațională a Energiei Hidroelectrice (International Hydropower Association IHA),
- Societatea Mondială pentru conservarea sturionilor (The World Sturgeon Conservation Society WSCS),
- World Wide Fund for Nature (WWF).

4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

4.1. Probleme generale actuale

Din capul locului trebuie făcută precizarea că în legislația și în normativele românești nu există o distincție între construcțiile hidrotehnice pentru migrația faunei înspre amonte și cele pentru migrația în aval. Această lucrare abordează numai primul aspect, al migrației înspre amonte, parte integrantă din măsurile de restabilire și păstrare a continuității longitudinale a râurilor.

Deoarece la căderi naturale sau artificiale apa posedă o energie ridicată, asociată cu viteze crescute sau chiar cu salturi hidraulice, pasajul peștilor este îngreunat sau chiar imposibil. Folosind aceste observații cu 5000 de ani în urmă, anumite popoare din Australia au făcut uz de obstacolele naturale și au realizat pasaje pentru pești, dar nu pentru a le asigura pasajul, ci pentru a-i putea captura mai ușor (Harris et al. 1998 în Winter, 2007). Odată cu dezvoltarea industrială, a crescut și numărul obstacolelor artificiale pe cursul apelor, dar s-a constatat și efectul negativ al acestor construcții asupra populațiilor de pești, în mod special asupra speciilor migratoare.

Firească, primele observații au fost făcute asupra populațiilor de somon, a căror captură a colapsat după blocarea rutelor de migrație prin construcția de baraje. Astfel a dispărut și somonul din râul Rin (Larinier et al., 2003). Inițial s-a încercat ameliorarea efectelor negative în deosebi pentru speciile cu valoare economică ridicată, respectiv pentru salmonide, pentru ca în prezent asigurarea conectivității longitudinale a râurilor să devină firească, dar practic și obligatorie în Uniunea Europeană.

Înteruperea conectivității poate însemna izolarea genetică a populațiilor, cu consecințele bine cunoscute a cosangvinizării, iar anumite specii de pești - migratori și nemigratori - pot fi extirpate din cursul de apă amonte de baraje (Godinho et Kynard, 2008, Bunn et Arthington, 2002) sau chiar din întreg râul. Scenariul cel mai tragic este extincția speciei. Odată cu implementarea directivelor comunitare, se pune accent și în România pe refacerea conectivității longitudinale, în principiu la fiecare obstacol care istoric era pasabil pentru pești. Astfel, obiectivul restaurării conectivității este de a asigura pasajul faunei acvatice în măsura în care ar fi fost posibil fără influența construcțiilor hidrotehnice.

BMFLUW (2012) arată, pe baza unor studii științifice anterioare, că anumite căderi pot reprezenta deja de la o înălțime de 5 cm o piedică în calea migrației anumitor specii de pești.

În America de Nord există în prezent 17340 de pasaje pentru pești, iar în **Europa** sunt 1.076. În anul 2011 în **România** existau 100 de trecători pentru pești (INHGA, 2011), pentru ca în 2012 numărul acestora să se dubleze (ANAR, 2013).

Anexa nr. 2 conține pasajele pentru migrația faunei acvatice din România, la nivelul anului 2012. Din 181 de pasaje existente, 20 sunt listate ca nefuncționale. Nefiind precizată metoda de evaluare a funcționalității pasajelor, voi reveni asupra acestui subiect pe parcursul tezei, la capitolul 6. Este de așteptat ca dezvoltarea sectorului hidroenergetic de mică putere să aducă cu sine construirea unui număr însemnat de pasaje pentru pești.

Dacă primele pasaje pentru migrația peștilor au fost realizate prin simpla amenajare a unei succesiuni de bazine / căderi (figura. 4.1), s-a constatat că problema este mult mai complexă, mai ales dacă se iau în considerare diferite specii, deoarece numai salmonidele posedă o capacitate reală de a depăși prin salt căderi de apă. Chiar dacă păstrăvul indigen a fost observat făcând salturi peste căderi de apă, el poate face aceasta numai la anumite conformații ale căderilor și ale albiei, preferând totuși a se deplasa într-un volum de apă (Stuart, 1962; Ovidio et Philippart, 2002). Păstrăvii pot depăși căderi de apă mai mari de 1 m, însă majoritatea speciilor întâmpină reale dificultăți la diferențe de nivel de 0,3 m, iar pentru anumite specii o cădere de 0,05 m (5 cm!) poate reprezenta o barieră de netrecut (BMLFUW, 2012).



Fig. 4.1. Pasaj pentru pești la pragul de fund pe râul Porumbacu, Porumbacu de Jos, România. Foto: P. Molnar.

42 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

Numeroase tipuri de pasaje au fost realizate pentru pești în secolul XX: pasaje cu bazine, pasaje cu bazine și cu orificii în pereții despărțitori, pasaje cu bazine și cu fante în pereții despărțitori, pasaje cu deflectoare, pasaje cvasi-naturale, rampe pentru pești, ascensoare, ecluze șamd. Chiar dacă lista cu pasajele nefuncționale sau ineficiente este lungă, exemplele de reușită din ziua de astăzi denotă că deja există cunoașterea necesară pentru realizarea unor pasaje care să asigure continuitatea longitudinală a râurilor. Și metodele de proiectare și modelare au evoluat, dar și metodele de evaluare a eficienței au devenit tot mai pretențioase și performante datorită tehnicii de calcul dezvoltate, dar și adaptării mijloacelor de monitorizare a faunei acvatice: să amintim mărcile electronice pentru pești, cu sau fără emițător, tehnica sonarului adaptată la înregistrarea imaginilor în ape fără vizibilitate și altele.

4.2. Tipuri de pasaje pentru asigurarea migrației în amonte

Bineînțeles că cea mai bună variantă de a păstra conectivitatea longitudinală a unui curs de apă este lipsa oricărei intervenții asupra cursului natural. Dacă însă construcția unei barări se impune, sau dacă este vorba de o construcție existentă care nu se dorește a fi îndepărtată, efectul negativ asupra mediului poate fi atenuat de către o structură artificială pentru facilitarea migrației. Pasajele pentru fauna acvatică sunt de mai multe tipuri: pasaje cvasi-naturale, pasaje tehnice (cu orificii, cu deflectoare, cu fantă, etc), ecluze pentru pești sau chiar elevatoare. Alegerea tipului optim se face pentru fiecare situație și locație în parte, în funcție de topografie, înălțimea barării, resurse financiare, speciile implicate etc și de aceea nu se pot recomanda anumite tipuri universal aplicabile.

4.2.1. Pasaje cvasi-naturale

Cunoscute ca și *close-to-nature fishpass*, *nature-like bypass* sau *fish ramp*, aceste tipuri de pasaje sunt construite din materiale tipice cursului respectiv de apă, încercându-se reproducerea unui fragment natural, care să ocolească obstacolul, creând condiții asemănătoare celor naturale pentru fauna acvatică (fig. 4.2, 4.3 și 4.4). Uneori, dacă debitul este mult redus, se apelează la reproducerea unor habitate din cursul superior al râului. Pantele acestor pasaje fiind relativ mici, rezultă lungimi destul de mari, dar care pot constitui un avantaj, deoarece dau posibilitatea ocolirii întregii acumulări. Prin această ocolire se poate asigura mai bine continuitatea cursului de apă, deoarece acumularea de apă în sine reprezintă deja o întrerupere a continuității, fiind un habitat modificat, cu caracteristici tipice pentru alte zone ecologice (MUNLV, 2005). Mai mult, aceste pasaje pot fi alcătuite astfel, încât să ofere și habitate de reproducere. Numeroase exemple au arătat acceptarea habitatelor de viață de către pești.



Fig. 4.2. Pasaj cvasi-natural pe râul Ipoly, Ungaria, secțiune cu curgere lentă. Foto: P. Molnar.



Fig. 4.3. Pasaj cvasi-natural pe râul Ipoly în Ungaria, secțiune cu bazine despărțite prin blocuri de piatră. Foto: P. Molnar.



Fig. 4.4. Pasaj cvasi-natural pe fluviul Dunărea la Melk în Austria, secțiune cu repezișuri. Foto: P. Molnar.

Totuși, pentru un racord eficient cu bieful amonte și pentru a controla debitul din pasajul pentru pești, dar și pentru a putea efectua lucrări de întreținere, acest tip de trecătoare se prevede la ambele extremități sau numai la cea din amonte cu o structură tehnică, materializată printr-un stăvilar (fig. 4.5 și 4.6)., sau chiar printr-un segment de pasaj tehnic (fig. 4.7).



Fig.4.5. Stăvilare și flotor pentru protecția împotriva materialelor plutitoare la alimentarea pasajului cvasi-natural pe râul Ipoly în Ungaria. Foto: P. Molnar.



Fig. 4.6. Pasaj cvasi-natural pe fluviul Dunărea la Melk/Austria, control al debitului în pasaj printr-un deversor gonflabil cu comandă automată. Foto: P. Molnar.



Fig. 4.7. Pasaj cvasi-natural pe fluviul Dunărea la Melk în Austria, racord la bieful amonte printr-un pasaj tehnic cu fantă verticală (oprit temporar). Vedere din amonte. Foto: P. Molnar.

Acest tip de pasaj se pretează în toate zonele piscicole, putând lua forma unor rampe de fund, a unor canale ocolitoare (bypass) sau a unor rampe de pești. Trebuie menționat că plasarea stâncilor și a bolovanilor în albia pasajului cere mai multă experiență decât realizarea altor tipuri de trecători (FAO/DVWK, 2002). De asemenea, proiectarea hidraulică este numai o fază premergătoare, pe parcursul construcției și după finalizare trebuie verificați parametrii curgerii în teren și eventual adaptată așezarea obstacolelor din curent (tab. 4.1). Acest tip de pasaje se încadrează foarte bine în peisaj, dar datorită complexității acestor soluții, specialiștii le denumesc în jargon "romantic fishways".

Tabel 4.1. Panta medie recomandată a pasajelor cvasi-naturale în funcție de debite și de zonarea piscicolă, după BMFLUW (2012).

Q0 [m ³ /s]	5	10	20	50	100	200	Dunăre*
Qpasaj [m ³ /s]	0.25	0.5	0.8	1	1.5	2	> 2
pantă ER [%]	2.0-3.0	1.5-2.5	1.2-2.0	1.0-1.5	0.9-1.4		
pantă MR [%]	1.5-2.0	1.0-1.5	0.9-1.2	0.8-1.0	0.7-0.9		
pantă HR [%]	1.0-1.5	0.8-1.0	0.7-0.9	0.6-0.8	0.5-0.7	0.4-0.6	
pantă EP [%]	0.7-1.0	0.6-0.8	0.5-0.8	0.5-0.7	0.4-0.7	0.3-0.6	0.3-0.4

*Dunărea superioară, în Germania (nota autorului)

ER, MR, HR – epi-, meta- și hiporital

EP - epipotamal

4.2.2. Pasaje tehnice

Pasajul cu defletoare

Acest pasaj pentru pești, denumit generic și "pasaj Denil", constă dintr-un canal rectiliniu în care sunt prevăzute o serie de defletoare. Disiparea energiei se face intens prin interacțiunea apei cu defletoarele, la partea inferioară a curentului instalându-se viteze mai reduse, ce pot fi negociate de anumite specii de pești. Trecerea printr-o secțiune de pasaj se face printr-un efort susținut, astfel încât lungimea unei secțiuni trebuie să corespundă efortului care poate fi depus de către specia vizată. Cu toate că acest pasaj poate fi amplasat cu o pantă mai mare decât celelalte tipuri de pasaj (tab. 4.2), rezultând deci și o lungime redusă, la căderi mai mari trebuie intercalate bazine de odihnă între secțiunile cu defletoare. De asemenea, și la schimbarea direcției trebuie prevăzute bazine intermediare.

Când defletoarele iau o formă mai complexă, pasajul mai poartă și numele de tip "super activ" sau "Larinier" (fig. 4.8). Execuția este relativ simplă deoarece se fixează elemente prefabricate pe fundul unui jgheab (fig. 4.9).



Fig. 4.8. Element prefabricat pentru pasaj de tip Larinier, în curs de montare. Sursa: <http://eoevolution.ie/>.

48 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor



Fig. 4.9. Element prefabricat pentru pasaj de tip Larinier. Sursa: <http://www.aquaticcontrol.co.uk>.

Dacă defletoarele sunt fabricate în formă de U și înclinate împotriva curentului, pasajul mai este denumit și de tip "Denil" după inventatorul belgian (fig. 4.10).

Pasajul cu defletoare face foarte bine față variațiilor de nivel în bieful aval, însă curgerea se modifică puternic la variații ale nivelului bief amonte, astfel încât fluctuațiile permise ale acestui nivel pot fi de maxim 0,2 m (FAO/DVWK, 2002).

Tabel 4.2. Dimensiuni recomandate de FAO/DVWK (2002) pentru pasaje de tip Denil.

specii considerate	lățimea [m]	panta [%]	debitul orientativ al pasajului [m ³ /s]
păstrăv, ciprinide șa	0.6	20	0,26
	0.9	13.5	0,58
păstrăv de lac,	0.8	20	0,53
	1.2	13	1,17

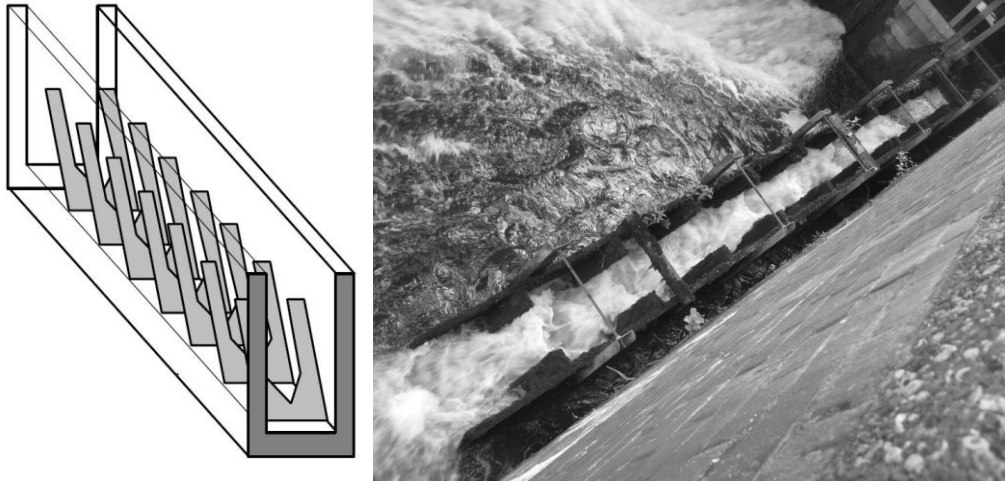


Figura 4.10. Pasajul Denil, schiță după (FAO/DVWK, 2002) și pasaj Denil pe râul Ilmenau la Lüneburg, Germania. Foto: P. Molnar.

Pasajul cu deflectoare este eficient numai în cazul speciilor reofile, cu indivizi buni înotători, de dimensiuni mari (Larinier et Marmulla, 2003), astfel încât, în lumina Directivei Cadru Ape, care subliniază necesitatea conectivității pentru toate speciile acvatice, acest tip de pasaj are aplicații din ce în ce mai reduse.

Pasajul cu bazine

Cunoscut ca și *pool-type fish pass*, acest tip de pasaj se obține prin amenajarea unei succesiuni de bazine, apa trecând dintr-un bazin în următorul fie deversând peste pereții despărțitori dintre bazine, fie prin niște orificii. Acestea pot fi dispuse la fund (fig. 4.11 și 4.12) sau/și la suprafață, pot lua forma unor fante verticale și pot fi dispuse alternativ pentru a evita formarea unui curent rapid. Pe traseul astfel creat ia naștere un curent de apă care are o viteză mai mică în bazine și o viteză ridicată în dreptul pereților despărțitori. Diferența de nivel între două bazine succesive hotărăște și viteza maximă întâlnită în pasaj, de aceea se practică o cădere maximă de 0,2 m între bazine pentru a putea trece majoritatea speciilor, cu valori mai mari pentru somoni și mai mici pentru speciile din hipopotamal (BMLFUW, 2012).

Chiar dacă **varianta cu orificii** a acestui pasaj este dintre primele tipuri folosite și poate fi utilizată de multe specii de pești, dacă se respectă anumite dimensiuni (tab. 4.3). Acest tip de pasaj tinde spre înfundare și colmatare, necesitând astfel lucrări regulate, săptămânale, de curățire (FAO/DVWK, 2002), crescând astfel costurile de mentenanță. În practica internațională se poate constata renunțarea la pasajul cu orificii submerse.



Figura 4.11. Pasaj cu bazine și cu orificii pe râul Miniș, Gura Golâmbului, spațiu hidrografic Banat. Foto: P. Molnar.



Figura 4.12. Pasaj cu bazine și cu orificii pe râul Miniș la Gura Golâmbului; detaliu: bazin și orificiu submers între bazine (stânga sus). Deoarece pasajul tranzitează numai debitul de servitute, nivelul apei este foarte scăzut: 0.03 – 0.05 m. Foto: P. Molnar.

Tabelul 4.3. Dimensiunile recomandate pentru pasaje cu bazine și cu orificii, după FAO/DVWK (2002).

specii	dimensiunea bazinelor			dimensiunea orificiilor submerse		dimensiunea orificiilor de suprafață		debit pasaj [m ³ /s]	dif. de nivel [m]
	[m]			[m]		[m]			
	lung.	lăț.	adânc.	lăț.	înălț.	lăț.	înălț.		
sturioni	5,00-6,00	2,5-3,0	1,50-2,00	1,50	1,00	-	-	2,50	0,20
lostriță	2,5-3,0	1,6-2,0	0,80-1,00	0,40-0,50	0,30-0,40	0,30	0,30	0,20-0,50	0,20
scoabar	1,4-2,0	1,0-1,5	0,60-0,80	0,25-0,35	0,25-0,35	0,25	0,25	0,08-0,20	0,20
păstrăv	>1	>0,8	>0,6	0,20	0,20	0,20	0,20	0,05-0,10	0,20

Pasajul cu fantă verticală este cunoscut în literatura de specialitate ca "vertical slot fishpass" și este o dezvoltare a pasajului convențional cu bazine. Câștigă tot mai mult teren în proiectele de restabilire sau păstrare a conectivității longitudinale, recomandate fiind caracteristici diferite pentru fiecare etaj piscicol (tab. 4.4 și tab. 4.5). Pe de o parte adaptabilitatea și flexibilitatea traiectoriei, pe de altă parte preluarea cu ușurință a variațiilor de nivel a biefului amonte fac ca acest tip de pasaj să fie construit în toate etajele piscicole. Trecătoarea constă de fapt dintr-o succesiune de bazine, cu apa trecând de la un bazin la celălalt prin una sau două fante verticale, fără a deversa peste pereții despărțitori (fig. 4.13).

Corect dimensionat (tab. 4.4 și tab. 4.5), datorită fantelor pe întreaga înălțime a bazinelor, pasajul s-a dovedit a fi practicabil atât de fauna piscicolă slab înotătoare (Adam et al., 2012), cât și de către nevertebrate benthice (fig. 4.14).

Tabelul 4.4. Dimensiuni minime recomandate pentru pasajele cu o fantă verticală, după FAO/DVWK (2002).

specii		sturioni		
		păstrăv	păstrăv de lac,	lostriță
lățimea fantei [m]	s	0,15 - 0,17	0,3	0,6
lățimea bazinului [m]	b	1,2	1,8	3,0
lungimea bazinului [m]	l _b	1,9	2,7 - 3,0	5
diferență de nivel [m]	Δh	0,2	0,2	0,2
adâncime minimă [m]	h _{min}	0,5	0,7	1,3
debit orientativ [m ³ /s]	Q	0,14 - 0,16	0,41	1,40



Figura 4.13. Pasaj cu fantă verticală pe râul Brookwetterung la Geesthacht, Germania. Foto: P. Molnar.

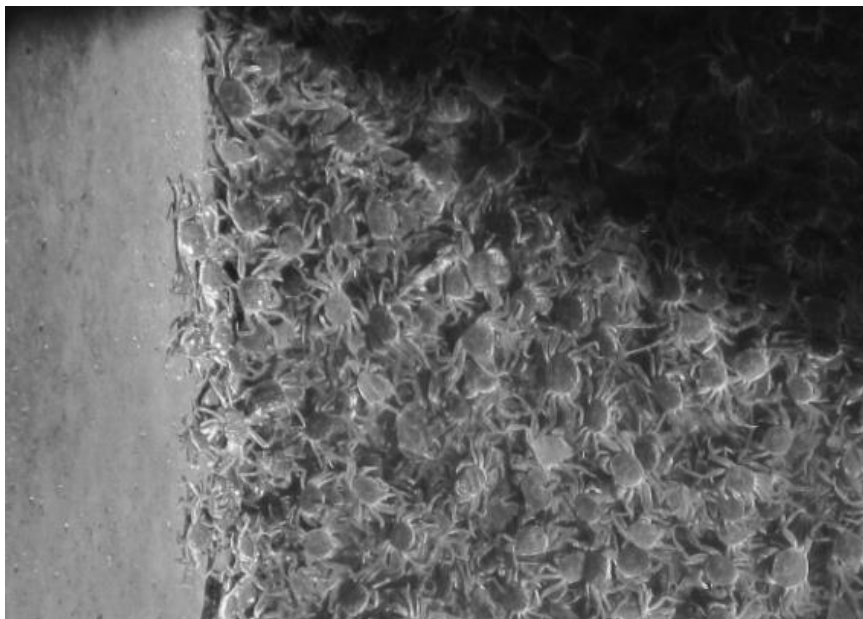


Figura 4.14. Crabi *Eriocheir sinensis* în migrație prin pasajul Geesthacht Nord, râul Elbe, Germania. Foto: P. Molnar.

Tabelul 4.5. Valori maxime pentru dimensionarea pasajelor cu fantă verticală, după BMFLUW (2012).

zona ecologică	diferența de nivel [m]	puterea specifică [W/m ³]
epiritral	0.2	160
metarital*	0.18	140
metarital	0.18	130
hiporital	0.15	120
epipotamal	0.13	100
metapotamal	0.08	80

* fără lipan

Acest tip de pasaj poate fi realizat și cu două fante verticale, utilizând în acest caz bazine cu lățimea mai mare decât lungimea, ca de exemplu la cel mai mare pasaj pentru pești din Europa, pe râul Elbe (fig. 4.15).

De asemenea, se pot realiza și **pasaje cu tehnică hibridă**, cum au fost realizate în bazinul râului Columbia, în Statele Unite și denumite de tip „Ice Harbor” (fig. 4.16). În acest caz, apa circulă dintr-un bazin în celălalt prin niște orificii submerse, dar și prin niște fante verticale, care însă se află pe partea superioară a pereților despărțitori și nu se continuă pe toată înălțimea bazinului.



Figura 4.15. Pasajul cu două fante verticale Geesthacht Nord pe râul Elbe, Germania. Foto: P. Molnar.



Figura 4.16. Pasaj de tip Ice Harbor pe râul Snake River la barajul Ice Harbor, SUA.

Podețul tubular

Când drumurile traversează cursuri mai mici de apă se folosesc podețe tubulare, de cele mai multe ori realizate din materiale prefabricate, denumite în literatura în limba engleză *culverts*. Și aceste lucrări necesită o atenție deosebită, pentru a putea asigura migrația faunei acvatice (fig. 4.17). Condițiile generale pentru pasajele de pești și pentru habitatele care să asigure migrația trebuie să fie respectate: să existe un racord corespunzător, fără căderi, la albia râului; nivelul apei și vitezele maxime să corespundă speciilor prezente. Uneori sunt necesare construcții în tubul propriu-zis, pentru a limita vitezele și pentru a crește nivelul de apă.



Figura 4.17. Două exemple de podețe tubulare: în stânga lipsește legătura cu albia râului; podețul din dreapta este corect realizat, cu substrat natural și cu minime influențe asupra curgerii. Sursa: <http://washingtondnr.files.wordpress.com>.

Ecluza pentru pești

Acest tip de pasaj est de luat în calcul în cazul spațiilor limitate și a înălțimilor mari de depășit. Cu dimensiuni relativ reduse, funcționarea este asemănătoare cu cea a ecluzelor pentru navigație: peștii atrași într-o ecluză sunt ridicați în volumul de apă din ecluză pentru a fi redați apoi biefului amonte.

Uneori, pentru a opera cât mai puține modificări la instalațiile existente, se propune utilizarea ecluzelor pentru navigație pentru pești. Chiar dacă accidental/izolat peștii folosesc aceste instalații (Larinier et Marmulla, 2003), dacă se modifică modul de operare a ecluzei, se pot atrage peștii în incinta ecluzei pentru a fi apoi redați biefului amonte. Pentru aceasta, trebuie creat un curent suficient de puternic de atracție prin activarea vanelor de umplere în timpul cât porțile la capul aval ale ecluzei sunt deschise, iar în faza de eliberare trebuie asigurat un curent suficient de puternic prin deschiderea vanelor de golire, concomitent cu deschiderea porților amonte (Travade et Larinier, 2002). Trebuie remarcat că această soluție contravine modului de operare pentru care au fost proiectate ecluzele și nu poate fi aplicată decât în cazuri excepționale.

Ecluze pentru pești există de exemplu în Serrig pe râul Saar și la Invergarry la Loch Garry, dar datorită deficiențelor constatate - nu în ultimul rând selectivitatea instalației (Larinier, 1998), din câte cunosc, această soluție nu a mai fost aplicată în ultimele 3 decenii, cu excepția unor experimente pe ecluze navigabile (Moser, 2000).

Elevatorul pentru pești

Acest tip de pasaj est de luat în calcul în cazul spațiilor limitate și a înălțimilor mari de depășit. Elevatoarele funcționează pe principiul atragerii peștilor într-un spațiu restrâns pentru a-i ridica și apoi elibera în bieful amonte. Chiar dacă lifturile sunt o opțiune și pentru pești slab înotători și pentru specii ce nu folosesc alte pasaje (Travade et Larinier, 2002), la elevatoarele realizate până în prezent s-a constatat o selectivitate pronunțată și lipsa condițiilor pentru migrarea faunei nevertebrate bentonice. Chiar dacă costurile de realizare sunt scăzute în comparație cu pasajele convenționale, lucrările de întreținere a mecanismelor și a cuștilor pot ridica foarte mult costurile de operare pentru acest tip de pasaje.

Captură și transport (trap and haul)

O soluție temporară de asigurare a continuității longitudinale pentru migrația în amonte o constituie metoda de captură și apoi transport, fie naval, fie rutier, peste obstacol. Experiența acumulată arată că acest procedeu este de o eficiență îndoielnică, Chebanov et al. (2008) apreciind că numai 1.5% din indivizii translocați și-au continuat migrația, eșecul fiind în principal atribuit stresului la care sunt expuși peștii.

4.2.3. Concluzii parțiale

Din capul locului trebuie arătat că prima opțiune pentru asigurarea continuității longitudinale este îndepărtarea barării sau evitarea construirii barării. De multe ori este mai ieftină demolarea unui baraj decât repararea sa. Dyson et al. (2008) arăta la vremea respectivă că în America de Nord și Europa existau peste 500 de baraje care au fost îndepărtate, din care 10 % peste 12 m și patru peste 36 m (fig 4.18). Putem exprima așteptarea ca acest număr să fie în prezent mult mai mare, în special datorită implementării directivei Cadru privind Apa în întreaga Europă. Și planurile de management a spațiilor hidrografice din România prevăd îndepărtarea anumitor baraje, Legea Apelor prevăzând demolarea lucrărilor părăsite sau neîntreținute corespunzător. Până în luna martie 2014 nu am luat la cunoștință despre îndepărtarea vreunui baraj în România pentru restabilirea continuității longitudinale.

Bineînțeles că nu este fezabil din punct de vedere economic să fie îndepărtate toate barajele. Atunci se poate lua în considerare realizarea unui pasaj pentru pești. Dar se poate observa că fiecare baraj necesită o soluție aparte, care depinde de topografia locului, de caracteristicile obstacolului, de existența unei derivații sau a unei hidrocentrale, etc.



Figura 4.18. Situația din SUA a barajelor îndepărtate până în 2014. sursa: <http://www.americanrivers.org>.

Soluțiile pot lua forma unor pasaje cvasi-naturale sau a unor pasaje tehnice, acestea din urmă fiind formate dintr-o succesiune de bazine, din ecluze sau chiar elevatoare pentru pești, fiecare dintre acestea prezentând diferite avantaje și dezavantaje. De asemenea, pe termen scurt se poate apela la soluția capturii și

relocării peștilor cu ajutorul unor mijloace de transport, fie pe calea uscatului, fie pe calea apei.

4.3. Râul ca ecosistem. Fauna acvatică

Acest capitol va aborda biologia peștilor, lămurind unele aspecte generale, însă va insista numai asupra aspectelor de interes pentru această lucrare, lăsând la o parte informațiile despre bogata faună piscicolă a Dunării și a râurilor interioare.

4.3.1. Râul ca ecosistem. Zonarea ecologică a râurilor

Circa 250 de specii de macrofite și 250 de specii de pești populează apele europene de suprafață, constituind ecosisteme care interacționează cu apele subterane (EEA, 2010). Este general cunoscut că râul, compus din apa, flora și fauna din volumul apei și caracterizat de dinamica sa naturală, constituie un întreg unitar cu vegetația ripariană și cu lunca inundabilă, însă mai puțin cunoscut este faptul că simpla variabilitate a unui curs natural contribuie la protejarea peisajului cultural de inundații și ajută la atenuarea schimbărilor climatice (Nellemann et Corcoran, 2010).

Dacă în practica inginerescă și în Legea Apelor se obișnuiește împărțirea cursului unui râu în cursul superior, mijlociu și inferior (Man et al., 2010), din punct de vedere a biologiei, în România, ca și în alte țări, de referință este zonarea amintită de Bănărescu (1964), în care se pot distinge în râurile mari cinci zone: a păstrăvului, a lipanului și moioagei, a scobarului, a mreței și a crapului. Însă Planul de Management al Bazinului Dunării utilizează o altă terminologie, delimitând cursul râului în epi-metaritral, hiporitral, epipotamal, metapotamal și hipopotamal.

Speciile tipice fiecărui etaj sunt enumerate în tabelul 4.6, însă este necesară precizarea că, în mod natural, dar în special în urma intervenției antropice și a schimbărilor climatice, această răspândire nu este una strictă, anumite specii cunoscând și o răspândire secundară, mai mult sau mai puțin accentuată.

58 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

Tabelul 4.6. Zonarea ecologică după Bănărescu (1964), adaptată la terminologia folosită în planul de management al bazinului Dunării.

	ritral			potamal			ma rin
	epi	meta	hipo	epi	meta	hipo	
păstrăv (<i>Salmo trutta fario</i>)							
zglăvoacă (<i>Cottus gobio</i>)							
boiștean (<i>Phoxinus phoxinus</i>)							
molan (<i>Noemacheilus barbatulus</i>)							
fântânel (<i>Salvelinus fontinalis</i>)							
chișcar * (<i>Eudontomyzon danfordi</i>)							
lipanul (<i>Thymallus thymallus</i>)							
moioagă (<i>Barbus meridionalis petenyi</i>)							
lostriță * (<i>Hucho hucho</i>)							
chișcar (<i>Eudontomyzon vladykovi</i>)							
chișcar (<i>Eudontomyzon mariae</i>)							
scoabar * (<i>Chondrostoma nasus</i>)							
clean (<i>Leuciscus cephalus</i>)							
morunaș * (<i>Vimba vimba carinata</i>)							
știucă (<i>Esox lucius</i>)							
mreană * (<i>Barbus barbus</i>)							
obleț (<i>Alburnus alburnus</i>)							
somn (<i>Silurius glanis</i>)							
mihalț * (<i>Lota lota</i>)							
crap (<i>Cyprinus carpio</i>)							
plătici * (<i>Abramis brama</i>)							
babușcă (<i>Rutilus rutilus</i>)							
biban (<i>Perca fluviatilis</i>)							
caracudă (<i>Carassius carassius</i>)							
scrumbia de Dunăre ** (<i>Alosa pontica</i>)							
porcușor (<i>Gobius fluviatilis</i>)							
guvid de baltă (<i>Gobius kessleri</i>)							
moacă de brădiș (<i>P. marmoratus</i>)							
viză ** (<i>Acipenser nudiiventris</i>)							
cegă * (<i>Acipenser ruthenus</i>)							
nisetru ** (<i>Acipenser güldenstaedti</i>)							
rizeafcă ** (<i>Alosa caspia</i>)							
morun ** (<i>Huso huso</i>)							
șip ** (<i>Acipenser sturio</i>)							
păstrugă ** (<i>Acipenser stellatus</i>)							

* migratori pe distanțe medii

**migratori pe distanțe mari

4.3.2. Fauna acvatică a râurilor

Ecologia peștilor

Pentru asigurarea continuității râurilor pentru pești este importantă cunoașterea capacității de adaptare a fiecărei specii piscicole la diferiți factori de mediu, cum ar fi salinitatea, oxigenarea, temperatura și în special viteza apei. Bineînțeles că există mulți alți factori de mediu care pot limita sau facilita existența anumitor specii, dar aceștia nu se află într-o legătură atât de strânsă cu subiectul continuității longitudinale.

În funcție de adaparea peștilor la **salinitatea** apei, se pot distinge specii stenohaline, care trăiesc într-un mediu cu o salinitate relativ constantă, și specii eurihaline, care, cel puțin în unele stadii de viață trăiesc în ape cu salinități diferite. Printre speciile eurihaline se regăsesc de obicei speciile care trăiesc în apele salmastre, însă din această categorie fac parte și speciile migratoare, care efectuează migrații din mare în apa dulce și invers, abordate în subcapitolul următor.

În funcție de necesitățile de **oxigen**, se pot deosebi specii oxifile, care se regăsesc în ape bogate în oxigen, la munte sau în zona litoralului, și specii eurioxibionte, care trăiesc în special în ape stătătoare, cu un conținut scăzut de oxigen.

După **temperatura** mediului în care trăiesc, se pot deosebi pești euritermi, care trăiesc în ape cu variație de temperaturi și specii stenoterme, care în România sunt de obicei de apă rece (criofili).

În funcție de **viteza apei**, se pot distinge specii stagnofile (limnofile), care preferă apele cu viteze mici de curgere, dar care necesită ape stătătoare pentru reproducere, și – cu creșterea curentului – specii potamofile în râurile de șes, specii reofile și extrem de reofile care trăiesc în ape repezi. Și forma corpului peștilor diferă în funcție de curentul de apă, speciile reofile fiind în general slab comprimate lateral, pe când cele specifice apelor lente sunt în general puternic comprimate lateral.

Migrația peștilor

Organismele acvatice din râuri efectuează deplasări, care câteodată pot acoperi distanțe impresionante. Aceste migrații nu au caracter întâmplător ci sunt o urmare a necesităților biologice ale acestei faune (MUNLV, 2005). Peștii efectuează deplasări pentru a găsi habitate de hrănire, de iernare, de reproducere, care de cele mai multe ori diferă unele de altele. Bineînțeles, peștii efectuează migrații și pentru dispersie sau pentru repopularea habitatelor în urma unor molimi sau catastrofe. Accepțiunea, potrivit căreia pasajele pentru migrația peștilor trebuie să fie construite numai pentru speciile migratoare prezente în arealul respectiv este încă prezentă în proiectarea barărilor transversale. Clasica distincție dintre peștii "migratori" și cei "nemigratori" este contestată cu dovezi științifice, în special în urma dezvoltării tehnologiei în domeniul telemetriei (IfÖ, 2013). Astfel s-au putut înregistra deplasările unor specii "strict sedentare", "teritoriale", efectuând migrații (în

60 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

amonte) de sute de kilometri. Și Directiva Cadru Ape, la fel ca și ICPDR (2013) urmează această direcție, considerând toate speciile de pești drept migratoare și solicitând o continuitate a râurilor pentru toate organismele acvatice.

În ceea ce privește migrațiile pentru reproducere, potrivit cu MUNLV (2005), acestea se pot clasifica astfel: Migrații **potamodrome**, care se desfășoară exclusiv în ape dulci (de ex. cega *Acipenser ruthenus*) și migrații **diadrome**, care presupun o schimbare între mediile marine și dulcicole. La rândul lor, migrațiile diadrome pot fi **anadrome**, speciile ce efectuează acest fel de migrație se reproduc în ape dulci, dar petrec mare parte din viață în mediu salin (de ex. morunul *Huso huso*) sau migrații **catadrome**, caz în care reproducerea are loc în mediu salin (de ex. anghila *Anguilla anguilla*). Aici trebuie precizat că unele surse folosesc denumirea de *specii diadrome* pentru speciile care schimbă mediul marin cu cel dulcicol și invers cu alte scopuri decât pentru reproducere.

Importanța acestor migrații a fost descrisă în România deja în anul 1905 de Grigore Antipa, arătând că limitarea migrațiilor de hrănire a speciilor cu valoare economică duce la reducerea populațiilor de pești (Antipa, 1905), dar a devenit evidentă prin colapsul populațiilor de sturioni după ce ruta de migrație pentru reproducere a fost întreruptă prin construirea barajelor de la Porțile de Fier I și II (Lenhardt et al., 2006).

Bănărescu (1964) preciza că dintre peștii de origine marină unele depășesc în migrație teritoriul României: nisetru *Acipenser güldenstaedtii*, păstruga *Acipenser stellatus*, morunul *Huso huso* și scrumbia *Alosa pontica*, iar dintre cele de apă dulcicolă sau salmastră moaca de brădiș, guvidul de baltă *Gobius kessleri*, porcușorul *Gobius fluviatilis* (pâna la Cazane). Speciile de sturioni populau Dunărea și tributarii ei până în Germania de astăzi (CE, 2005), începându-și migrația din Marea Neagră, cu excepția cegăi *Acipenser ruthenus*. Bineînțeles că situația s-a schimbat dramatic după construirea sistemului hidrenergetic de la Porțile de Fier.

Caracterele plastice ale peștilor.

Instalațiile pentru facilitarea migrației faunei piscicole sunt destinate anumitor specii de pești, dimensiunile pasajului trebuind să fie adaptate caracterelor plastice ale acestor pești. Tabelul 4.7 prezintă valorile orientative a dimensiunilor comune a peștilor din România: lungimea corpului L (standard, fără caudală), înălțimea maximă a corpului H, grosimea maximă a corpului Cr.

În general, ghidurile pentru realizarea pasajelor pentru pești indică anumite dimensiuni minime a pasajelor, în funcție de dimensiunea peștilor, ca de exemplu adâncimea minimă a apei în pasaj de 2,5 ori înălțimea peștelui-țintă. Chiar dacă aceste valori sunt în prezent acceptate ca valabile, există, bineînțeles, și excepții. Pentru proiecte speciale se recomandă efectuarea de teste etohidraulice, cu reproducerea în laborator a situației din proiect și verificarea condițiilor cu pești vii (Adam et Lehmann, 2011). Abordarea acestui subiect prin folosirea unor juvenili sau a unor pești de talie mică în modele reduse la scară este neavenită, deoarece comportamentul acestora diferă de cel al speciilor vizate (Pavlov, 1998).

Tabelul 4.7. Principalele caracteristici ale peștilor de interes, între paranteze valorile maxime înregistrate în alte bazine, după Bănărescu (1964).

specia	lungime l [m]	înălțime H [m]	grosime Cr [m]	greutate G [kg]
păstrăv (<i>Salmo trutta fario</i>)	0,4	0,07	0,05	0,8
lipan (<i>Thymallus thymallus</i>)	0,35	0,09	0,06	x
moioagă (<i>Barbus meridionalis</i>)	0,28	0,07	0,06	x
scoabar (<i>Chondrostoma nasus</i>)	0,4	0,11	0,08	1
mreană (<i>Barbus Barbus</i>)	0,85	0,23	0,18	8
crap (<i>Cyprinus carpio</i>)	0,5	0,21	0,12	2
morun (<i>Huso huso</i>)	6 (9)	0,84*	x	250 (1300)
viză (<i>Acipenser nudiiventris</i>)	2	0,24 *	x	80
cegă (<i>Acipenser ruthenus</i>)	1,2	0,13 *	x	16
nisetru (<i>Acipenser güldenstaedtii</i>)	4	0,56*	x	100
șip (<i>Acipenser sturio</i>)	2 (6)	0,28*	x	80
păstrugă (<i>Acipenser stellatus</i>)	2	0,28*	x	20
scrumbie de Dunăre (<i>Alosa pontica</i>)	0,24	0,06*	0,14*	0.21
moacă de brădiș (<i>P. marmoratus</i>)	0,07	0,02*	0,06*	x
guvid de baltă (<i>Gobius kessleri</i>)	0,1	0,02*	0,09*	x
porcușor (<i>Gobius fluviatilis</i>)	0,1	0,03*	x	x

* - valori calculate

Performanțele peștilor

Cu cât viteza apei într-un pasaj pentru pești este mai mare, cu atât mai multă energie vor trebui să depună organismele acvatice pentru a depăși obstacolul. Bineînțeles, și timpul necesar va crește, existând posibilitatea ca obstacolul să nu poată fi depășit. Există studii amănunțite a vitezelor de care sunt capabili peștii, pe diferite perioade, la diferite temperaturi, în diferite stagii de dezvoltare etc, dar, pentru a reduce efortul proiectantului, se folosește și graficul din fig. 4.18. Trebuie însă menționat că această diagramă este una generală și trebuie privită cu rezerve când se aplică unor cazuri speciale, de ex. sturionilor din România. Datorită populațiilor reduse și a izolării geografice, pentru aceste specii sunt disponibile relativ puține date științifice. De asemenea, pentru aceste specii intră în discuție pasaje foarte lungi, datorită înălțimii barajelor pe Dunăre.

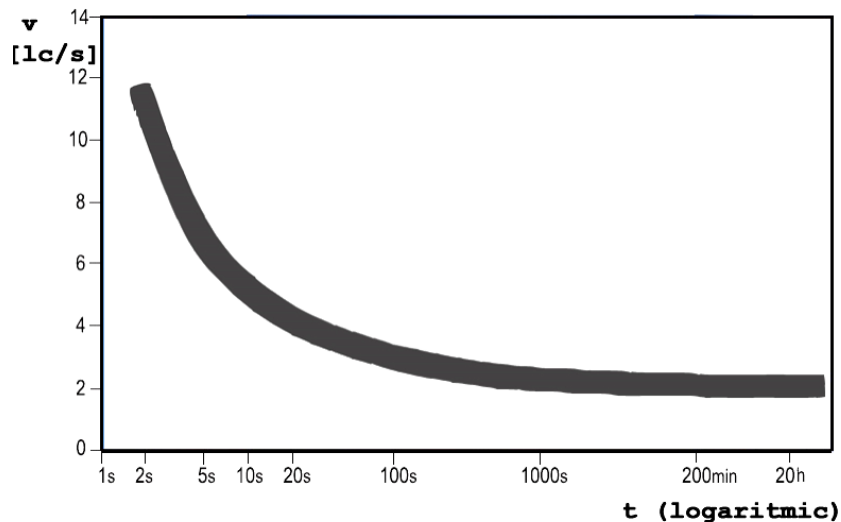


Figura 4.18. Capacitatea peștilor de a dezvolta diferite viteze, exprimate în lungimi de corp/secundă, în funcție de timp, după MUNLV (2005).

Viteza apei în pasajul pentru pești va trebui astfel adaptată, încât peștii să poată parcurge întreg pasajul. Eventual, dacă înălțimea barării este mare și pasajul este lung, trebuie intercalate zone cu curgere lentă, astfel încât peștii să-și poată recupera forțele.

Fauna de nevertebrate

Mai puțină literatură este disponibilă cu privire la necesitatea și abilitatea organismelor acvatice nevertebrate de a migra activ de-a lungul unui râu. Este evidentă necesitatea unei continuități pentru a permite repopularea în urma unor calamități, dar și pentru asigurarea diversității genetice diferitelor populații. Directiva Cadru Apă enunță necesitatea unei continuități asigurate și nevertebratelor pentru a atinge obiectivele de mediu ale corpurilor de apă. Din acest motiv se practică așezarea unui substrat natural în pasajele tehnice pentru pești, pentru ca în spațiile interstițiale să se formeze habitate heterogene, cu viteze reduse ale apei, care să favorizeze migrația nevertebratelor. Deplasarea crabilor *Eriocheir sinensis* prin pasajele de pe râul Elbe la Geesthacht, uneori cu sutele de mii, este un bun exemplu că măcar aceste organisme pot face față curenților dintr-un pasaj pentru pești corect dimensionat și amenajat cu un substrat cvasi-natural.

În cadrul monitorizărilor efectuate pe cursul fluviului Dunărea, ca membru al echipei de cercetare am putut constata deplasarea în aval a populațiilor de *Orconectes limosus* (Pârvulescu et al, 2009), semnalând pentru prima oară în România prezența acestei specii. Astfel, se poate evidenția prezența speciei în acumularea generată de sistemul hidroenergetic de la Porțile de Fier I, specia nedepășind în prezent barajul. Descoperirea este de însemnătate, deoarece sistemul hidroenergetic poate reprezenta o barieră de netrecut pentru aceste nevertebrate,

situație care se dorește a fi remediată prin construirea unor pasaje pentru pești, care să asigure migrația atât în aval, cât și în amonte, subiect detaliat pe larg în capitolul 5. Impactul răspândirii în aval a acestei specii trebuie evaluat într-un mod foarte atent în cazul elaborării studiului de fezabilitate pentru realizarea pasajelor pentru fauna acvatică, știut fiind că este vorba de o specie invazivă, a cărei influență a supra populațiilor native de raci sau pești nu este suficient elucidată. De asemenea, și în realizarea pasajelor pentru pești va trebui luată în calcul prezența acestei specii, deoarece, după cum o arată și exemplul pasajului de la Geesthacht (fig. 4.14), în număr mare, racii, la fel ca și crabii pot crea probleme în exploatarea unui pasaj pentru pești (Molnar et Faller, 2013).

4.3.3. Concluzii parțiale

În funcție de tipul și zona râului se poate constata prezența diferitelor specii de pești. Diferitele specii necesită condiții diferite pentru a putea localiza și parcurge pasajele pentru pești, ceea ce atrage după sine soluții specifice fiecărei locații. Pe lângă dimensiunea peștilor, trebuie avute în vedere și performanțele acestora, pentru ca fauna să-și poată efectua migrațiile fără întârziere, într-un procent cât mai mare.

4.4. Debitul salubru al cursurilor de apă

4.4.1 Probleme generale

Amenajările hidroenergetice sunt considerate în prezent soluții verzi pentru producerea de energie, deoarece utilizează apa drept o resursă regenerabilă, fără emisii de carbon.

Pentru a exploata energia apei sau pentru a deriva anumite debite pentru diferite folosințe, se recurge de obicei la un baraj care va genera o acumulare sau, la o scară mai mică, un prag pentru captarea unui anumit debit de apă. În urma prelevărilor de apă, a acumulărilor sau a derivațiilor, în aval iau de obicei naștere sectoare de apă cu debite diminuate față de regimul natural de curgere, rezultând condiții speciale de mediu pentru floră și faună între priza de apă și locul de restituire a debitelor. De asemenea, pot avea loc modificări însemnate a regimului hidric (din sol), în funcție de debitul prelevat sau de caracteristicile corpului de apă, influența acestor modificări depășind de obicei albia minoră a cursului respectiv (MUNLV, 2005). După cum este schematizat în figura 4.19, legătura dintre diferitele componente este deosebit de complexă, impactul fiind dificil de apreciat, deoarece modificările antropice aduse proceselor hidrologice naturale dereglează echilibrul dinamic dintre curgerea apei și transportul sedimentelor, ceea ce alterează caracteristicile geomorfologice care constituie habitatul speciilor acvatice și ripariene, putând dura secole până la refacerea acestui echilibru (Poff et al., 1997).

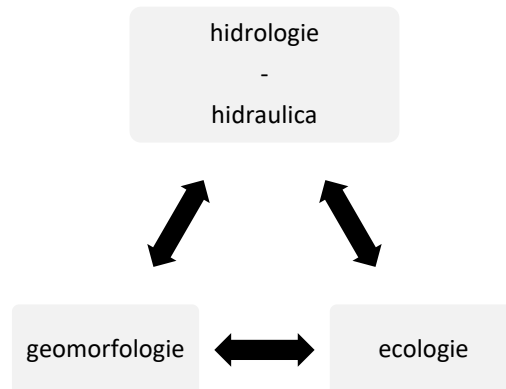


Figura 4.19. Relația dintre hidrologie, hidraulică, geomorfologie și ecologie pe un curs de râu, după Arthington și Zalucki (1998).

Bunn și Arthington (2002) au formulat 4 principii esențiale pentru a sublinia importanța regimului natural de curgere pentru conservarea ecosistemelor:

1. Regimul hidrologic este un determinant major pentru habitatele fizice a râurilor, care la rândul lor determină compoziția biotică.
2. Speciile acvatice au dezvoltat strategii de supraviețuire ca un răspuns direct la regimul hidrologic natural.
3. Menținerea unui mod natural de conectivitate laterală și longitudinală este esențial pentru viabilitatea multor specii acvatice.
4. Invazia și succesul speciilor exotice și introduse sunt facilitate de către regimul hidrologic alterat.

Și studiul TNC (2011) arată că **debitele reduse alterează chimismul apei**, concentrează în mod nefiresc speciile pradă, seacă suprafețele din lunca inundabilă și sunt adesea asociate cu temperaturi ridicate și cu oxigen dizolvat în cantități reduse. La fel, LfUBW (2005) și Douglas (2007) arată că oxigenarea depinde în mod direct de regimul termic și de valoarea debitelor diminuate semnificativ.

Cinci componente ale curgerii sunt critice în determinarea proceselor ecologice: magnitudinea, frecvența, durata, temporalitatea (predictibilitatea) și rata de schimb a condițiilor hidrologice; cu aceste elemente putându-se descrie tot spectrul de fenomene ale curgerii (Poff et al., 1997).

Și în procesul de aplicare a Directivei Cadru Apă a fost subliniat rolul debitelor salubre în atingerea obiectivelor de mediu, prin **debit salubru sau ecologic** înțelegându-se nu numai **cantitatea**, cum se practică în prezent și în țara noastră, ci și **calitatea** și **temporalitatea** regimului hidrologic necesare menținerii sau refacerii ecosistemelor (EEA, 2012). Chiar dacă debitul salubru nu este definit în mod explicit în Directiva Cadru Apă, starea ecologică bună a unui corp de apă nu poate fi atinsă dacă regimul de curgere este alterat semnificativ (Sanchez Navarro et al., 2012). Mai precis, rezultatele unui studiu pe 159 de cazuri, efectuat de Sanchez Navarro și colab. (2012), arată că pentru o stare ecologică bună a

corpurilor de apă este necesar un debit de servitute care cantitativ să fie între **25 și 50% din debitul anual al râului**. Totodată, **Jäger (2007) consideră că o derivație a mai mult de 25 % din debitul anual nu mai poate fi privită ca ne semnificativă**.

Existând aproximativ 200 de metode diferite de stabilire a debitului de servitute (Sanchez Navarro et al., 2012), pentru protecția ecosistemelor din avalul prelevărilor de apă se obișnuiește asigurarea unui debit minim, prin metode care, după Dyson (2008), pot fi încadrate în următoarele categorii:

- *Look-up tables*, debitul salubru este determinat pe considerente de obicei pur hidrologice, fiind calculat de exemplu ca procente din debitul mediu sau ca și debit cu o anumită probabilitate, extras din curbele de durată a debitelor medii zilnice. Studiul de caz din cap. . se va ocupa cu această categorie de metode.
- *Desk top analysis*, care se bazează pe analiza datelor, date înregistrate regulat sau special în acest scop, examinând regimul de curgere ca un întreg și urmărind să păstreze integritatea, sezonalitatea și variabilitatea curgerii, incluzând aici inundațiile și perioadele de secetă.
- *Functional analysis*, bazându-se pe înțelegerea relațiilor funcționale între toate aspectele hidrologice și ecologice ale râului
- *Habitat modelling*, utilizând seturi de date despre speciile țintă pentru a stabili debitele necesare habitatelor acestora. Aceste metode necesită o experiență însemnată din partea utilizatorilor pentru a duce la rezultate acceptabile.

În continuare vor fi abordate comparativ metodele utilizate în diferite țări din Europa, pentru care există literatură disponibilă. Încă de la început trebuie atrasă atenția asupra diferențelor geografice și climatice dintre aceste țări, care, alături de condițiile socio-culturale, pot explica diferențele dintre valorile debitelor salubre. Cu excepția câtorva țări, unde se pune accent și pe păstrarea unor habitate vitale pentru faună, metodele de calcul a debitului de servitute se bazează pe înregistrările istorice, pe statistică.

Curgerea unui râu se caracterizează de obicei cu ajutorul hidrografelor valorilor medii zilnice (fig. 4.20) sau cu ajutorul curbelor de durată (fig. 4.21 și 4.22), alcătuite pe baza unor înregistrări de-a lungul a cât mai mulți ani.

66 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

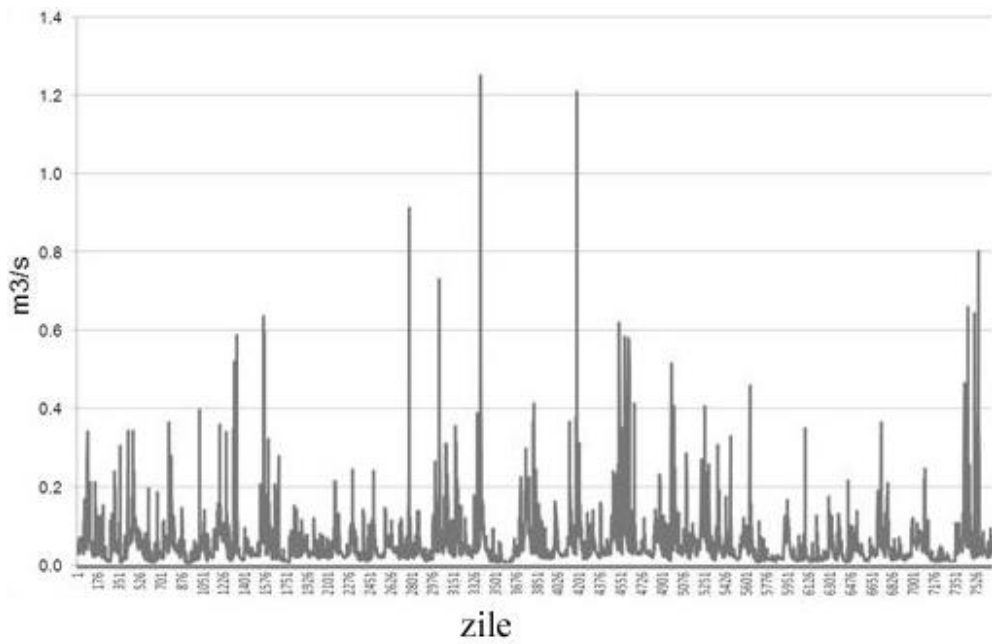


Figura 4.20. Hidrograful valorilor medii zilnice pentru un râu situat în zonă montană, zona păstrăvului, pe o perioadă de 21 de ani.

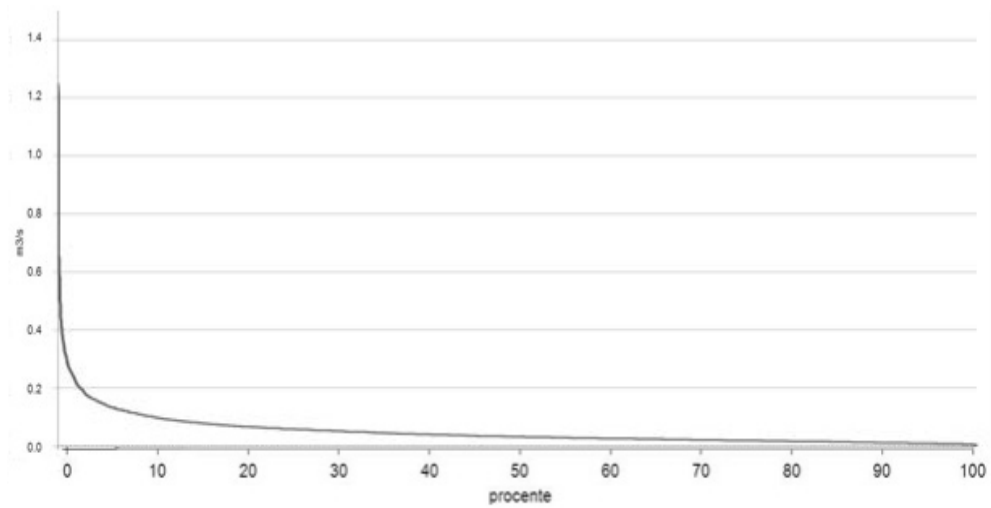


Figura 4.21. Curba de durată alcătuită pe baza valorilor medii zilnice pentru un râu situat în zonă montană, zona păstrăvului, pe o perioadă de 21 de ani.

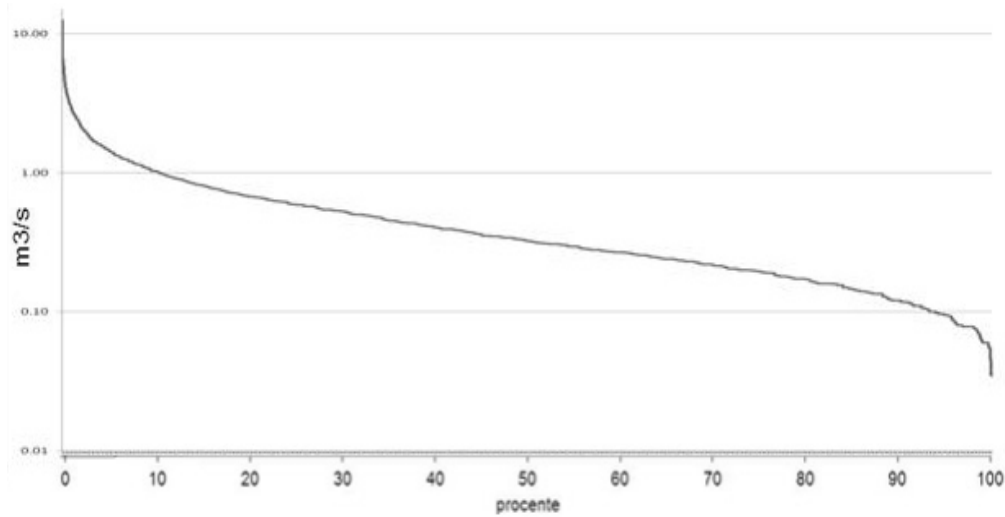


Figura 4.22. Curba de durată alcătuită pe baza valorilor medii zilnice pentru un râu situat în zonă montană, zona păstrăvului, pe o perioadă de 21 de ani. Sunt reprezentate aceleași date ca în fig. 4.21, însă ordonata este scalată logaritmice.

Dacă însă se folosesc mediile multianuale a debitelor medii zilnice, valorile maxime devin mai mici, iar valorile minime devin mai mari. După cum se poate vedea și în figura 4.22, și acesta este un mod în care se poate caracteriza curgerea unui râu, în hidrograf putându-se evidenția vârfurile corespunzătoare topirii zăpezilor și ploilor abundente, care se repetă oarecum regulat. Alcătuiind cu aceste valori și curba de durată din figura 4.23, se poate obține o descriere teoretică a duratelor în care anumite debite sunt depășite.

Aceste instrumente, care folosesc mediile multianuale, se dovedesc a fi foarte folositoare, însă trebuie reținut că ele sunt instrumente teoretice. Dinamica reală a unui râu este mai bine ilustrată de către valorile medii zilnice, însă și aici trebuie făcută precizarea că graficele acestor valori sunt mai puțin folositoare, în special dacă debitele râului sunt inconstante, deoarece sunt utilizate valorile zilnice medii, iar unda de viitură poate trece la munte în câteva ore.

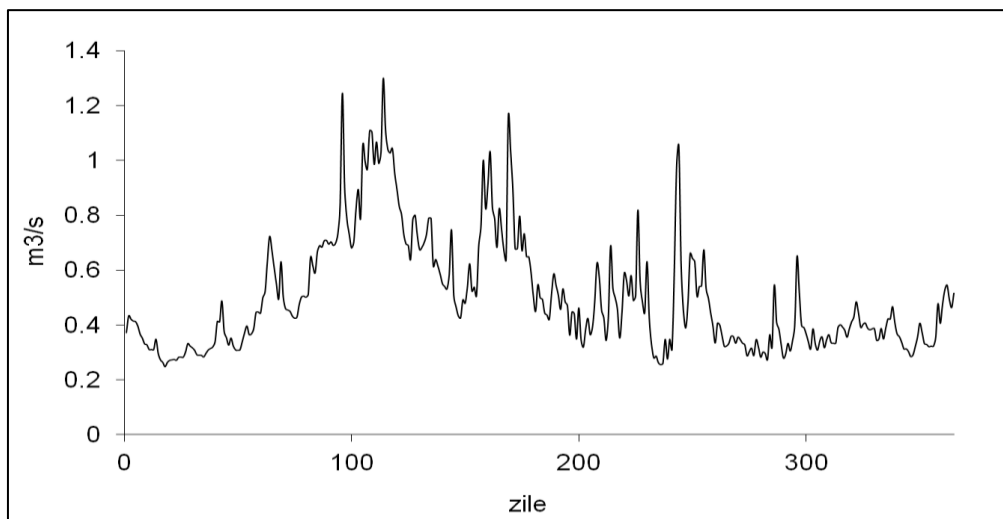


Figura 4.22. Hidrograful valorilor medii zilnice multianuale pentru un râu situat în zonă montană, zona păstrăvului, pe o perioadă de 21 de ani.

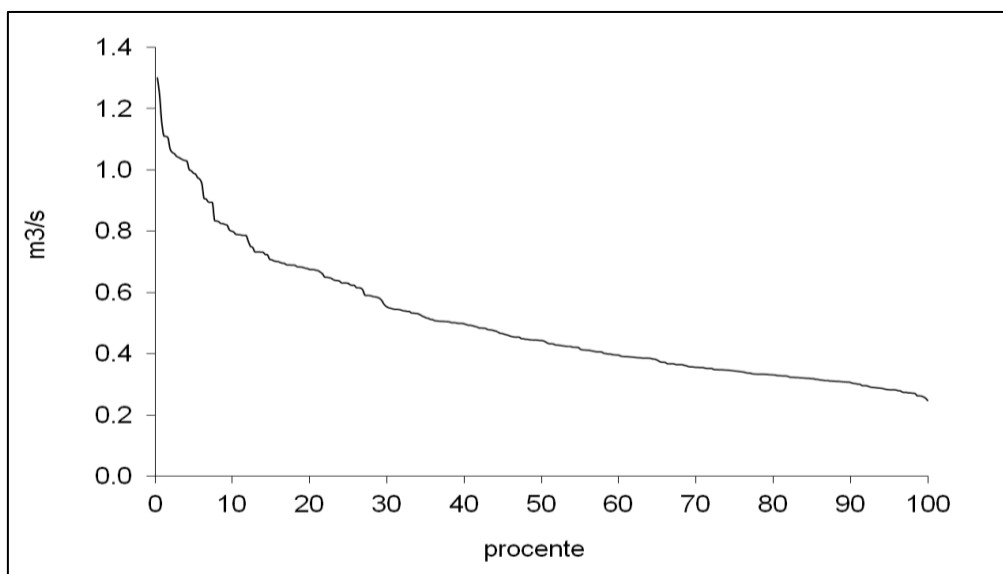


Figura 4.23. Curba de durată alcătuită pe baza valorilor medii zilnice multianuale pentru un râu situat în zonă montană, zona păstrăvului, pe o perioadă de 21 de ani.

Scopul comparației mai multor metode de calcul pentru debitul salubru este de a identifica anumite elemente care pot veni în ajutorul celor care sunt în situația de a stabili debite salubre pentru un curs de apă, atât în procesul de reglementare, cât și în administrarea apelor sau ariilor protejate. Uneori debitele minime trebuie suplimentate pentru a ocroti sau recrea anumite habitate. Și în cadrul studiilor de evaluare adecvată trebuie abordat acest aspect.

După cum este precizat și în Legea Apelor, **debitul salubru** este debitul minim necesar într-o secțiune pe un curs de apă, pentru asigurarea condițiilor naturale de viață ale ecosistemelor acvatice existente; iar **debitul de servitute** este debitul minim necesar a fi lăsat permanent într-o secțiune pe un curs de apă, în aval de o lucrare de barare, format din debitul salubru și debitul minim necesar utilizatorilor de apă din aval.

$$Q_{\text{servitute}} = Q_{\text{salubru}} + Q_{\text{utilizatori aval}} \quad (4.1)$$

Presupunând că în toate cazurile analizate se respectă dreptul utilizatorilor din aval, în continuare va fi analizat doar modul de stabilire a debitului necesar din punct de vedere ecologic, adică debitul salubru.

4.4.2. Metode utilizate în diferite țări europene

În Europa, există mai multe abordări ale acestui subiect. Mai departe voi prezenta pe scurt metodologia stabilirii debitelor salubre în România, Franța, Marea Britanie și în unele landuri din Austria și Germania. Deoarece metodele se bazează pe mai multe concepte și sunt diferite, neputând fi sintetizate, de exemplu, într-un tabel, le voi prezenta întâi separat, pentru a putea apoi să subliniez asemănările și deosebirile.

Austria

În Austria se aplică legea apelor - *Wasserrechtsgesetz 1959*, actualizată prin mai multe acte (*Novellen*), și normativul ecologic pentru calitatea apelor de suprafață *Qualitätszielverordnung Ökologie – Oberflächengewässer*, iar pentru landul Salzburg există un ghid de aplicare a acestei legi pentru debitele salubre (LS, 2010). Detalii tehnice despre aplicarea legii sunt disponibile în Mader (2011).

Debitul salubru are două componente: una fixă, "de bază" pentru asigurarea specificității râului și una "dinamică", printre altele pentru păstrarea dinamicii râului și pentru asigurarea transportului de suspensii și a condițiilor specifice din timpul înmulțirii peștilor.

$$Q_{\text{salubru}} = Q_{\text{salubru bază}} + Q_{\text{salubru dyn}} \quad (4.2)$$

Componenta de bază:

$$\text{Pentru } Q_0 \geq 1 \text{ mc: } Q_{\text{salubru bază}} \geq (Q_{\text{min}}; 1/3Q_{\text{min multianual}}) \quad (4.3)$$

$$\text{Pentru } Q_0 < 1 \text{ mc: } Q_{\text{salubru bază}} \geq (Q_{\text{min}}; 1/2Q_{\text{min multianual}}) \quad (4.4)$$

Componenta dinamică:

$$Q_{\text{salubru dyn}} = 20 \% Q_{\text{actual}} \quad (4.5)$$

unde:

Q_0 este debitul normal

Q_{min} este debit minim înregistrat pe o perioadă de mai mulți ani ($Q_{99,7\%}$).

$Q_{\text{min multianual}}$ este media debitelor minime anuale și se calculează de obicei pe un interval mai lung de 10 ani.

Debitele de referință sunt debitele survenite în condiții naturale, și nu ca urmare a vreunei influențe antropice pe cursul din amonte. Este de remarc

70 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

tendința de a evita valori foarte mici ale debitului Q_{min} , în special la râuri cu caracter neregulat, de unde și limita minimă a componentei de bază la 1/3, respectiv 1/2 din Q_{min} multianual. De asemenea, la debitul mediu al râului, pe porțiunea cu curgere modificată se admit viteze de curgere mai mici de 0,3 m/s doar pe porțiuni foarte scurte.

Totodată, sunt prevăzute și **dimensiuni minime pentru habitatele** corespunzătoare diferitelor specii de pești: 5x lungimea, 3x lățimea, 3x înălțimea speciilor reprezentative fiecărui etaj ecologic, cu dimensiunile specifice ilustrate în tabelul 4.8 dar și anumite **adâncimi minime** de respectat pe cursul din avalul barării, conform tab. 4.9.

Tabelul 4.8. Dimensiunile minime ale peștilor pentru dimensionarea habitatelor din avalul lucrărilor de barare în landul Salzburg.

	lungime [m]	înălțime [m]	lățime [m]
somn	2,00	0,20	0,13
lostriță	1,20	0,17	0,10
știucă	0,90	0,15	0,12
mreană	0,80	0,16	0,11
plătică	0,60	0,25	0,10
lipan	0,50	0,17	0,10
păstrăv	0,40	0,17	0,10

Tabelul 4.9. Adâncimi și viteze minime pentru habitatele din avalul lucrărilor de barare în landul Salzburg

zona ecologică	secțiuni extreme		talweg		
	adâncime minimă [m]	viteză minimă [m/s]	adâncime minimă pentru asigurarea habitatelor [m]	adâncime minimă în timpul reproducerii [m]	viteză minimă în coridorul de migrație [m/s]
epiritral (> 10 %)	0,10	≥ 0,3	0,15	0,15	≥ 0,3
epiritral (3– 0 %)	0,15	≥ 0,3	0,20	0,20	≥ 0,3
epiritral (≤ 3 %)	0,20	≥ 0,3	0,25	0,25	≥ 0,3
metarital	0,20	≥ 0,3	0,30	0,30	≥ 0,3
hiporital	0,20 (0,30)	≥ 0,3	0,30 (0,40)	0,50	≥ 0,3
epipotamal	0,30	≥ 0,3	0,40	0,60	≥ 0,3

Pentru **validarea eficienței**, în al 3-lea sau al 4-lea an de funcționare se realizează o verificare tehnică și ecologică a funcționalității măsurilor întreprinse pentru protecția apelor. Dacă nu sunt îndeplinite obiectivele ecologice, trebuie identificate și apoi înlăturate cauzele, până la remedierea situației. Avizele și autorizațiile trebuie modificate în mod corespunzător. Debitul de servitute se

înregistrează permanent, funcționarea instalațiilor de asigurare a debitului de servitute se verifică o dată la 6 luni, iar etalonarea se repetă tot la 5 ani (LS, 2005).

Germania

În această țară este în vigoare legea gospodăririi apei *Wasserhaushaltsgesetz*, modificată substanțial în cadrul procesului de implementare a Directivei Cadru Apă. Potrivit cu ghidul pentru barări transversale (MUNLV, 2005), în landul Nordrhein-Westfalen debitul salubru se calculează pornind de la o valoare orientativă, redată în tabelul 4.10.

Tabelul 4.10. Valori orientative folosite în calculul debitului salubru după MUNLV (2005).

suprafața bazinului de colectare	valoare orientativă standard	valoare orientativă la necesități ecologice speciale
20 – 50 kmp	0,5 Q_{\min} multianual	0,6 Q_{\min} multianual
> 50 kmp	0,33 Q_{\min} multianual	0,5 Q_{\min} multianual

Q_{\min} multianual este media debitelor minime anuale

Față de aceste valori orientative, ca o regulă generală, debitul salubru poate varia cu cel mult $\pm 50\%$, valoarea de adăugat sau de scăzut (de corecție) fiind obținută prin caracterizarea tipului de râu (cu debit mai mult sau mai puțin constant), debitul instalat, structura albiei și mărimea acumulării.

Din nou, valorile debitelor care intră în metoda de calcul trebuie să fie cele naturale, fără a fi influențate antropice.

De asemenea trebuie respectate anumite adâncimi și viteze minime, în funcție de regiunea ecologică, ilustrate în tabelul 4.11, care iau valori ușor mai mici decât în cazul Austriei.

Tabelul 4.11. Adâncimi și viteze minime pentru habitatele din avalul lucrărilor de barare în landul Nordrhein-Westfalen.

zonă ecologică	pentru sectorul cel mai nefavorabil (cu repezișuri)	
	adâncime minimă [m]	viteză minimă [m/s]
epi- și metaritral	$\geq 0,10 - 0,15$	$\geq 0,30$
hiporitral	$\geq 0,15 - 0,20$	$\geq 0,30$
epipotamal	$\geq 0,30$	
metapotamal	$\geq 0,40$	

Stabilirea debitelor necesare pentru respectarea adâncimilor minime se poate face fie prin simulări numerice, fie prin măsurători de adâncimi pe teren, însă această din urmă metodă necesită foarte mult timp și deplasări repetate, pentru a surprinde debitele naturale potrivite. În cazul în care nu se fac aceste determinări,

72 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

rămâne **necunoscută valoarea impusă a debitului salubru până la definitivarea investiției**, când se vor putea controla debitele în teren.

Posibilitatea de migrație trebuie asigurată pe tot sectorul de apă influențat de derivație.

Marea Britanie

Legislația de bază în acest domeniu este dată de legea pentru resursele acvatice Water Resources Act. Interesant în prevederile pentru Anglia și Wales este faptul că a fost stipulată și valoarea maximă a debitului instalat Q_i , pentru a păstra caracterul dinamic al râului și pentru a asigura transportul de aluviuni și nutrienți, ilustrate în tabelul 4.12 (EA, 2009). În cazul derivațiilor, o valoare crescută a debitului instalat reduce variabilitatea în albia naturală, în special în râurile cu coeficient de torențialitate ridicat. De aceea, **un debit instalat mai mare de debitul normal Q_0 (debit modul sau mediu multianual) este apreciat ca inacceptabil** din punct de vedere ecologic.

Tabelul 4.12. Stabilirea debitului maxim instalat Q_i și a celui salubru în funcție de tipologia râului, pentru derivații mai lungi de 200 m.

	râu torențial $Q_{95\%} / Q_0 < 0,1$	$0,1 \leq Q_{95\%} / Q_0 \leq 0,2$	râu relativ constant $0,2 < Q_{95\%} / Q_0$
$Q_{\text{instalată}} \leq$	$Q_{40\%}$	Q_0	Q_0
$Q_{\text{salubru}} \geq$	$Q_{85\%}$	$Q_{90\%}$	$Q_{95\%}$

Agenția pentru protecția mediului solicită un sistem de monitorizare care să asigure controlul debitelor în albia naturală aval de priza de apă **pentru a dovedi încadrarea în valorile din autorizații**. Chiar dacă metoda de înregistrare poate varia în funcție de fiecare sit, acest aspect trebuie luat în considerare încă din faza de proiectare. Mai mult, neîncadrarea în debitul salubru trebuie să reducă și într-un final să oprească turbinarea și captarea în mod automat.

Italia

Situația legislativă din Italia este mai complexă, aici existând patru legi importante pentru ape: resurse de apă și exploatare R.D. n.1775/1933, protecția solului L.n.183/1989, managementul serviciilor de apă L. n.36/1994, protecția resurselor acvatice D.Lgs. n.152/1999. Pentru regiunea Piemonte sunt valabile criteriile tehnice D.G.R. 74 – 45166, analizate în continuare.

Pentru a caracteriza geografic râurile în vederea stabilirii debitelor salubre, RP (2004) distinge între:

- Zona A: bazinele hidrografice cuprinse în arcul alpin;
- Zona B: bazinul râului Po aval de confluența cu Torrente Pellice;
- Zona C: bazinele hidrografice cuprinse în arcul apeninic și afluenții de dreapta a fluviului Tanaro.

Pentru lucrări noi, debitul salubru se calculează după formula:

$$Q_{\text{salubru}} = K_A K_C (q_{355-N}) S \quad [\text{l/s}] \quad (4.6)$$

unde:

K_A ia valori de la 0,7 la 1 în funcție sensibilitatea mediului (evenimente extreme la fiecare 3-5 ani)

K_C ia valori de la 1 la 1,5 în funcție de nivelul de protecție a cursului de apă

Iar q_{355-N} este $Q_{97\%}$ în l/s, raportat la suprafața bazinului în km^2

S este suprafața bazinului de captare.

Două condiții trebuie îndeplinite mai departe, valoare debitului de servitute trebuie să se încadreze între niște limite: limita inferioară a debitului salubru este stabilită la $0,050 \text{ m}^3/\text{s}$ pentru zonele A și B, în timp ce pentru zona C este de $0,020 \text{ m}^3/\text{s}$.

În sfârșit, limita superioară a debitului salubru este calculată cu formula

$$Q_{\text{salubru max}} = (1/n)(0.0086H + 0.03416A - 24.5694)S \quad [\text{l/s}] \quad (4.7)$$

unde

n ia valori de la 5 la 10, în funcție de debitul mediu

H este altitudinea medie a bazinului în [m]

A este cantitatea anuală de precipitații în [mm]

S este suprafața bazinului de captare în [km^2].

După cum se va putea observa, în studiul de caz din cap. . . , această limită superioară reduce debitul salubru inițial calculat la mai puțin de jumătate. Această reducere ar putea fi pusă pe seama particularităților climatice: studiul de caz are o componentă teoretică, comparativă, presupunând existența unui râu, cu caracteristici specifice climatului și geografiei din România, în mai multe locații, inclusiv Italia.

Franța

În această țară, Codul Mediului și Legea Apei și a Mediului Acvatic (LOI n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques) prevede un mod simplu de calcul al debitului salubru, care, pentru debite medii de până la 80 mc/s , trebuie să fie mai mare sau egal cu a zecea parte a debitului normal (modul) măsurat pe o perioadă minimă de 5 ani:

$$Q_s \geq 1/10 Q_0 \quad (4.8)$$

Numai pentru debite medii mai mari de 80 mc/s , se poate stabili o valoare inferioară:

$$Q_s \geq 1/20 Q_0 \quad (4.9)$$

Ungaria

Și în Ungaria există o lege a apelor (1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról), iar debitele în aval de barări sau prelevări de apă sunt reglementate de ordonanța pentru utilizarea și protecția resurselor acvatice (30/2008. XII. 31. KvVM), unde debitul salubru minim este stabilit ca două treimi din debitul lunii august corespunzător probabilității de 80 %.

$$Q_s \geq 2/3 Q_{\text{august}80\%} \quad (4.9)$$

România

În România, debitul de servitute nu este stabilit pe criterii ecologice, după cum este arătat în raportul Comisiei Europene (ECom, 2012). Conform Legii Apelor, debitele de servitute sunt stabilite de către Regia Autonomă "Apele Române", iar prin instrucțiunile interne ale acestei regii, pentru anul 2012 se stabilesc metodele de calcul al debitelor salubre și de servitute ale cursurilor de apă, de interes pentru lucrarea de față fiind doar debitul salubru: "Debitul mediu zilnic din curba de durată a debitelor medii zilnice, corespunzător probabilității de 95 % (**Q_{95%}**) se adoptă ca valoare a **debitului salubru** în secțiunea analizată, considerat ca debitul minim necesar pentru asigurarea condițiilor de viață ale ecosistemelor acvatice existente." (INHGA, 2012):

$$Q_{\text{salubru}} = Q_{95\%} \quad (4.10)$$

unde "**Q_{95%} este debitul cursului de apă care este depășit 95 % din timp (an, lună, sezoane sau perioade din timp specificate), determinat pe baza șirurilor de debite medii zilnice existente în secțiunea de calcul**".

Totodată se menționează că "la calculul debitelor salubre și de servitute ale cursurilor de apă se analizează și valorifică întreg volumul de date și informații existente privind morfologia bazinelor hidrografice, tipurile de sol și vegetație, regimul precipitațiilor, regimul scurgerii de apă medie și minimă, precum și fondul de date hidrologice referitor la prelevări și restituții de debite, și a altor date folosite pentru reconstituirea regimului natural de acurgere", ceea ce justifică posibilitatea adoptării unui debit de servitute mai mare decât această valoare orientativă: "pe baza prevederilor planurilor de management al resurselor de apă pe termen lung și ținând seama de prezența efectelor schimbărilor climatice, de dezvoltarea economică din zonă, de creșterea populației, autoritatea de gospodărire a apelor poate să stabilească debite de servitute mai mari decât cele calculate conform prevederilor articolului 12, pentru a satisface toate cerințele de apă din zona de interes" și "pentru protejarea ihtiofaunei sectorului de râu aval de lucrările de barare a cursului de apă și pentru asigurarea condițiilor de viață ale ecosistemelor acvatice existente, în funcție de regimul hidrologic anual, prin avizul de gospodărire a apelor se poate impune să fie lăsate în aval debite peste debitul minim necesar Q_{95%}".

Chiar dacă și Legea Apelor prevede că "au prioritate [...] debitele menținerii echilibrului ecologic al habitatului acvatic", în metodologia de calcul a debitelor salubre nu se precizează adâncimi minime de asigurat, esențiale pentru asigurarea continuității râului cerute de Legea Apelor sau de Directiva Cadru Ape. De asemenea, lipsesc prevederile despre debitul instalat, prevederi care ar putea

asigura (într-un cadru legal) dinamica naturală a râului – esențială pentru menținerea habitatelor pe cursul de interes.

4.4.3. Concluzii parțiale

Metodele aplicate în diferitele țări aplică diferite concepte în determinarea debitului salubru, însă toate urmăresc asigurarea unor populații viabile în avalul derivațiilor de apă.

Dimensiuni minime a habitatelor pentru pești și adâncimi minime de asigurat sunt integrate în metodele din Austria și Germania, în timp ce dinamica este asigurată în Austria prin asigurarea unui procent de 20 % din curgerea momentană sau în Anglia prin limitarea debitului instalat la debitul mediu multianual.

În România se utilizează o metodă statistică, debitul de servitute nefiind stabilit pe criterii ecologice, fără a fi specificate dimensiuni de habitate sau adâncimi de asigurat. În condițiile legislative actuale, singura șansă de adaptare a debitului salubru în urma considerării necesităților faunei ar fi adoptarea unor măsuri de diminuare a impactului în cadrul studiilor de mediu în etapa de reglementare, dar în prezent aceste studii sunt numai uneori solicitate de către agențiile de protecția mediului.

În urma parcurgerii acestui capitol se poate formula concluzia la care a ajuns și ECom (2012b): stabilirea unui regim de curgere bazat pe considerente ecologice este o măsură hidromorfologică importantă, deoarece un astfel de debit este necesar pentru atingerea stării bune a corpurilor de apă și pentru asigurarea unui continuum al râului. Planurile de management bazinale ar trebui să specifice aceste metode, în paralele cu o permanentă monitorizare a măsurilor întreprinse, cu atât mai mult cu cât prognozele schimbărilor climatice nu sunt foarte optimiste, iar ecosistemele vor fi supuse concomitent mai multor factori de stres.

4.5 Monitorizarea activităților de exploatare a pasajelor pentru migrația faunei acvatice

"Nu se poate administra ceea ce nu se poate măsura"

Pavan Sukhdev,

ex-manager al Deutsche Bank Londra.

4.5.1. Probleme actuale

Se poate aprecia că în prezent există cunoștințele tehnice și biologice necesare pentru a proiecta un pasaj funcțional pentru migrația faunei acvatice. Totuși, din varii motive, după cum o arată și studiul de caz de la capit. . din această teză, unele pasaje pot fi ineficiente, ceea ce atrage necesitatea unei monitorizări a funcționării acestora. Aceasta presupune monitorizare a obiectivului, o inventariere a faunei înainte și după construire, la fel ca și în timpul funcționării, care se bazează

pe metode riguroase, științifice. Încă din faza de proiectare trebuie incluse facilitățile necesare unei monitorizări.

Fără a intra în detalii asupra numeroaselor normative despre pescuitul științific, tratamentul animalelor etc care trebuie luate în seamă pe durata monitorizării, voi aborda mai departe necesitatea acestui proces și cadrul legal al monitorizării pasajelor pentru migrația faunei acvatice:

Strategia Energetică a României stipulează că structurile construite pentru pasajul peștilor trebuie să-și dovedească funcționalitatea, evaluarea de impact să includă o monitorizare relevantă de minim 1 an a particularităților de mediu anterior construirii și apoi o monitorizare de minim 2-3 ani a schimbărilor survenite, iar evaluările de impact să se bazeze pe date sigure și credibile privind starea inițială și ulterioară, date obținute inclusiv prin măsurători, analize, observații directe în teren.

Ordinul 19 din 13 ianuarie 2010 pentru aprobarea Ghidului metodologic privind evaluarea adecvată a efectelor potențiale ale planurilor sau proiectelor asupra ariilor naturale protejate de interes comunitar precizează că, pentru a putea stabili corect măsuri de reducere a impactului, acestea trebuie să aibă la bază cele mai recente date științifice din teren.

Hotărârea nr. 1.076 din 8 iulie 2004 privind stabilirea procedurii de realizare a evaluării de mediu pentru planuri și programe prevede că raportul de mediu trebuie să conțină aspectele relevante ale stării actuale a mediului, potențialele efecte semnificative asupra mediului și descrierea măsurilor avute în vedere pentru monitorizarea efectelor semnificative ale implementării planului sau programului. Agențiile județene pentru protecția mediului informează publicul prin afișare pe pagina proprie de internet despre rezultatele programului de monitorizare.

Hotărârea 445 din 8 aprilie 2009 privind evaluarea impactului anumitor proiecte publice și private asupra mediului solicită titularului proiectului descrierea aspectelor de mediu posibil a fi afectate în mod semnificativ de proiectul propus, în special al populației, faunei, florei, solului, apei, aerului etc.

Devine evident că monitorizarea unui pasaj pentru pești necesită o inventariere a faunei înainte și după construire, la fel ca și în timpul funcționării, care se bazează pe metode riguroase, științifice. Se apelează la captură prin diferite metode (electronarcoză, plase, cuști etc), la marcarea (optică, cu chip, cu transmițător etc), analiză genetică, măsurarea și inventarierea tuturor stadiilor de viață. Faza premergătoare realizării în teren a investiției este esențială, deoarece odată ce nu a fost efectuată o monitorizare atentă a faunei (în teren!) înainte de începerea proiectului, rezultatele ulterioare își pierd din relevanță, neavând termen de referință. Relativ la perioada de minim un an de studii premergătoare, aceasta este necesară pentru a putea acoperi diferitele cicluri de viață, ca de exemplu perioada de migrație, cea de iernat etc.

Directiva Cadru privind Apa presupune, potrivit raportului Comisiei Europene privind implementarea DCA în România (ECom, 2012), activitatea de monitorizare trebuie să verifice eficiența măsurilor implementate, fie că este vorba

4.5. Monitorizarea activităților de exploatare a pasajelor 77

de pasaje pentru pești, fie de realizarea de fâșii tampon sau restaurarea zonelor umede.

Monitorizarea are în vedere evaluarea eficienței pasajului și asigurarea faptului că s-au respectat liniile directoare, specificațiile din proiect, că valorile hidrometrice sunt corespunzătoare, că sunt respectate debitele de servitute și că fauna acvatică localizează și folosește cu succes instalațiile respective.

Monitorizarea trebuie să dea un răspuns la 4 probleme esențiale:

- efectivitatea calitativă (effectiveness), arătând măsura în care pasajul este utilizat de speciile existente;
- efectivitatea cantitativă (efficiency sau efficacy), arătând raportul dintre numărul indivizilor care au reușit să parcurgă pasajul și numărul indivizilor care au accesat pasajul și arătând ce număr și ce procentaj din populațiile existente utilizează pasajul și dacă numărul este suficient pentru existența în habitatul fragmentat (inclusiv întârzierile induse migrației);
- pasabilitatea în aval și mortalitatea indusă de prelevare;
- îndeplinirea funcției de habitat.

Înregistrarea debitelor de servitute este parte integrantă din acest proces, deoarece este neîndoielnic că, atunci când lipsesc debitele necesare în aval, nu există faună acvatică care să utilizeze scările de pești. Monitorizarea și înregistrarea debitelor ar trebui să fie efectuată permanent/regulat în mod automat și de către personalul de deservire a lucrărilor respective, însă monitorizarea faunei acvatice și a eficienței pasajelor pentru migrație trebuie făcută de către personal specializat, cuprinzând aici echipe de specialiști ihtiologi, biologi, ecologi, hidrotehnicieni etc.

4.5.2. Construcții/Instalații pentru monitorizarea faunei la pasajele de pești

În aprecierea calității unui pasaj pentru migrația faunei acvatice se apelează în mod frecvent și la captura tuturor indivizilor care au trecut pasajul, într-o anumită perioadă de timp. Singură, metoda în sine nu este relevantă, deoarece nu oferă date despre densitatea și genetica populațiilor din amonte și aval. Însă combinată cu alte metode de monitorizare a faunei, poate oferi date concludente.

În acest scop se recurge la capcane amplasate în capătul amonte al pasajului, pentru a captura exemplarele care au trecut cu succes pasajul. Aceste capcane pot lua forma unor cuști metalice (fig. 4.24), sau a unor vârșe pescărești adaptate situației. După cum experiența arată că fiecare pasaj pentru pești are caracteristici unice, și instalația de monitorizare va fi unică. Important în proiectarea și realizarea acestor capcane sunt dimensiunile potrivite, viteze ale apei reduse și o amplasare care să afecteze cât mai puțin hidraulica în pasaj. Este evident că nu se poate amplasa o capcană în curent fără a induce anumite modificări curgerii, însă acestea trebuie să fie de natură să nu împiedice funcționarea pasajului și să mai ofere totuși atractivitate pentru pești. Mai departe, condițiile din capcană trebuie să

78 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

fie conforme cu necesitățile biologice ale peștilor, să nu depășească anumite valori, deoarece peștii vor trebui să petreacă 12-24 ore în această cușcă. Apa trebuie astfel condusă către capcana, încât peștii să nu se rănească încercând să migreze mai departe și lovindu-se de pereții metalici.



Figura 4.24. Baterie de cuști metalice pentru monitorizarea eficienței pasajului pentru pești la Geesthacht pe râul Elbe. Foto: P. Molnar.

În funcție de scopul monitorizării, capcanele pot fi înlocuite de numărătoare electronice de pești sau camere de filmat, eventual cu recunoaștere automată a speciei și dimensiunii. Mai departe se pot aplica tehnicile de identificare radioindusă pasivă (PIT tag) (fig. 4.25), sau cele de telemetrie radio sau acustică (fig. 4.26).

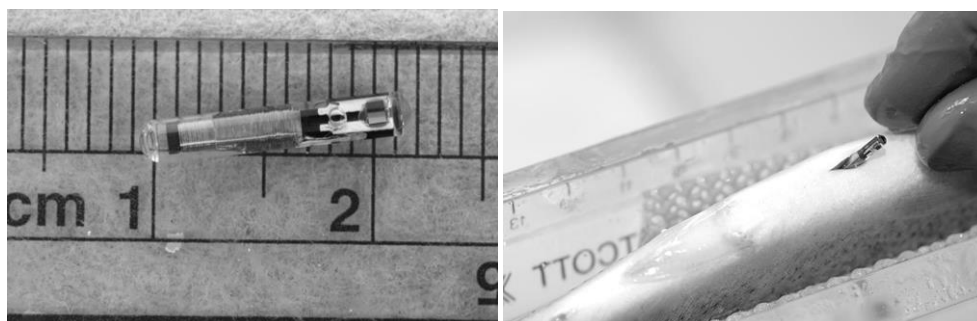


Figura 4.25. Marcă electronică pasivă de tip HDX PIT tag, cu o lungime de 12 mm și modul de implantare. Sursa: LGL Limited.

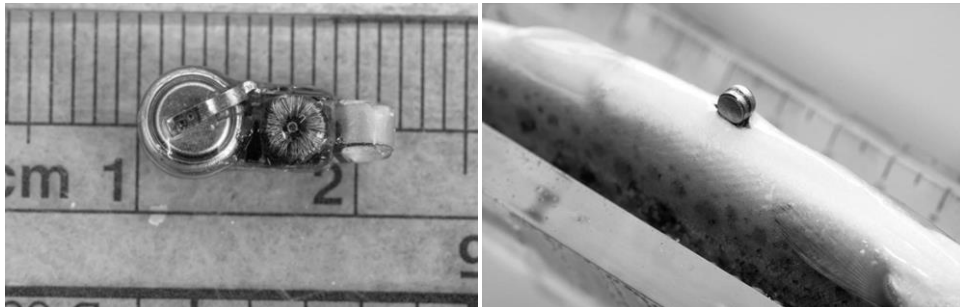


Figura 4.26. Marcă electronică acustică cu o lungime de 12 mm și modul de implantare. Sursa: LGL Limited.

De asemenea, se pot folosi și camere de luat vederi subacvatice, de tip DIDSON, care funcționează cu o tehnică avansată a sonarului, chiar și în ape tulburi, cu vizibilitate foarte redusă (fig. 4.27). Fiecare tehnică necesită infrastructura specifică și trebuie asigurat ca aceasta să poată fi amplasată fără a afecta pasajul. Toate aceste metode pot oferi indicii detaliate și despre funcționarea pasajului, deoarece se poate urmări comportamentul în pasaj, se pot identifica și urmări eventualele secțiuni cu probleme etc.



Figura 4.27. Camera de luat vederi de tip DIDSON. Sursa: www.soundmetrics.com.

Sisteme automate de numărat pești (fig. 4.28) s-au dovedit funcționale și au fost puse în practică, însă neajunsul principal este reprezentat deocamdată de precizia scăzută cu care se poate determina specia înregistrată.



Figura 4.28. Sistem automat de numărat pești VAKI Riverwatcher. Sursa:<http://www.finterest.com.au>

Pentru a evidenția importanța planificării procesului de monitorizare am ales două cazuri, cel al pasajului Geesthacht, în a cărui monitorizare am participat activ timp de 6 luni, și cel al pasajului Melk, cu a cărui probleme am făcut cunoștință în cadrul unei vizite pe teren.

Monitorizarea pasajului Geesthacht Nord, pe râul Elbe, Germania

La pasajul pentru fauna acvatică Geesthacht Nord, pe râul Elbe în Germania, monitorizarea se face în primul rând cu ajutorul unei cuști metalice amplasată în capătul amonte, considerată ieșirea pasajului (fig. 4.29.), care constituie practic o capcană pentru toate organismele de interes care au reușit să treacă pasajul. Aceasta se controlează și golește regulat, o dată sau de două ori pe zi, în funcție de abundența migratorilor (fig. 4.30.), iar conținutul este determinat la nivel de specie, este măsurat, cântărit și eventual marcat, fie cu tag-uri pasive, fie cu transmițătoare acustice. În plus, se efectuează regulat pescuit electric și cu plase în amonte, aval, dar și în pasaj pentru a se putea determina eficiența pasajului și comportamentul diferitelor specii. Uneori, afluxul de pește este atât de numeros, încât întreaga echipă de 17 specialiști angajați permanent trebuie să lucreze în 2 schimburi pentru a putea gestiona situația. La această instalație monitorizarea permanentă a fost o condiție impusă de către autorități pentru a dovedi eficiența măsurii, deoarece pasajul de pești a fost realizat ca o măsură de compensare pentru construirea unei centrale electrice pe bază de cărbune, pe un amplasament diferit.



Figura 4.29. Instalația pentru monitorizarea faunei din pasajul Geesthacht Nord, râul Elbe, în poziția de golire. Foto: P. Molnar.



Figura 4.30. Descărcarea capturii din instalația de monitorizare a pasajului pentru fauna acvatică Geesthacht Nord, râul Elbe. Foto: P. Molnar.

Facilitățile pentru monitorizare au fost luate în calcul din etapa de proiectare a pasajului, astfel că această operație se poate derula în siguranță în orice condiții meteorologice, chiar și pe timp de noapte. Preluarea peștilor se face în bazine suficient de mari, inclusiv în cuști mobile în apa râului, iar activitatea specialiștilor se desfășoară în containere dotate cu toată aparatura necesară. După înregistrarea

82 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

datelor, peștii sunt eliberați direct din container printr-un jgheab care face legătura cu bieful amonte.

Cu toate acestea, datorită unei atente monitorizări și a interpretării datelor s-au putut constata o serie de deficiențe datorită devierilor de la proiect în faza de execuție (Molnar și Adam, 2013). Astfel, pentru a mări eficiența instalației de captură, a fost montat un tip de stăvilă care nu a fost supus testelor pe modelul fizic, obținându-se efectul invers celui scontat: așa-numita îmbunătățire a provocat scăderea randamentului.

De asemenea, pentru scara de anghile, un element de sine stătător în cadrul pasajului Geesthacht Nord, au fost necesare modificări, deoarece numărul mare de crabii atrași în pasaj blocau intrarea sau răneau anghilele migratoare. După numeroase teste pe animale vii, împreună cu echipa de monitorizare am reușit construirea unui sistem, care să extragă crabii din acest pasaj și să-i returneze nevătămați în apa Elbei (Molnar și Faller, 2013).

Un alt element important în timpul activității la Geesthacht Nord a fost evaluarea pagubelor în urma inundațiilor din 2013: pasajul aflându-se pe cursul inferior al Elbei, inundațiile au putut fi prevăzute din timp, iar pasajul și infrastructura au putut fi pregătite pentru eveniment (fig. 4.31 și 4.32). Toată infrastructura mobilă a fost evacuată, inclusiv laboratoarele, bazinele, uneltele, ba chiar a fost demontată și partea electronică a aparaturii de urmărire a peștilor marcați prin tehnica HDX, astfel încât, în urma retragerii apelor, s-au putut constata numai pagube minore la pasajul pentru pești (Molnar și Adam, 2013a).

Monitorizarea pasajului Melk pe fluviul Dunărea, Austria

În alte cazuri, ca de exemplu la pasajul pentru pești la Melk pe fluviul Dunărea, nu s-a acordat suficientă atenție capitolului monitorizare, în prezent recurgându-se la improvizații care, pe lângă faptul că sunt greu (și periculos) de manipulat, au o eficiență destul de îndoielnică (fig. 4.33). Secțiunea pasajului este redusă prin amplasarea unui grătar, condițiile hidraulice fiind alterate și imprevizibile, nu în ultimul rând datorită colmatării, afectând semnificativ rezultatele monitorizării. Astfel, este posibil ca pasajul în sine să fie unul eficient, însă metoda de monitorizare nu permite o evaluare corectă a acestei eficiențe.



Figura 4.31. Evacuarea laboratoarelor de monitorizare în urma avertizării de inundații pe râul Elba la Geesthacht, Germania. Foto: P. Molnar.



Figura 4.32. Pasajul Geesthacht Nord în timpul inundațiilor din 2013. Foto: P. Molnar.



Figura 4.33. Improvizație datorită planificării deficiente a monitorizării la instalația pentru monitorizarea peștilor în pasajul de la Melk pe Dunăre/Austria. Foto: P. Molnar.

4.5.3. Lucrările de exploatare și întreținere

De la bun început trebuie introduse lucrările de exploatare și întreținere în prognozarea costurilor de exploatare: fiecare pasaj va avea nevoie de lucrări mai dese sau mai rare de curățire, de reglare a debitului, de refacere a structurii (în special după fenomene extreme). După cum am arătat mai sus, pasajele cu bazine cu orificii au o tendință firească de a se colmata, făcând astfel ca aceste pasaje să fie în majoritatea timpului nefuncționale (FAO/DVWK, 2002). De asemenea, și pasajul de tip Denil este foarte sensibil la blocare prin materiale aduse de apă. Bineînțeles că există soluții care reduc aceste lucrări de întreținere (fig. 4.34), însă nu le elimină în întregime. La pasajele de tip ecluze sau elevatoare, costurile acestea sunt mult mai ridicate, deoarece implică prezența permanentă a personalului de deservire, implică mult mai multe piese mobile etc.



Figura 4.34. Flotare pentru protecția împotriva materialelor plutitoare la pasajul pentru pești pe Dunăre la Melk, Austria. Foto: P. Molnar.

Migrația din biefel amonte în biefel aval reprezintă de asemenea un subiect ce trebuie luat în considerare. Peștii pot lua calea curentului de apă peste deversoare cu căderi mai mici de 10 m (FAO/DVWK, 2002), însă căderile mai mari, prizele de apă cu grătare sau turbinele prezintă un pericol pentru pești. Ecluzele și elevatoarele sunt folosite numai pentru migrația amonte, iar celelalte tipuri de pasaje necesită echipamente auxiliare pentru ghidarea peștilor: se folosesc panouri perforate, lumini, lumini stroboscopice, perdele de aer, grătare modificate la prizele de apă etc. Cum acestea nu și-au dovedit eficiența, trebuie reținut că, în principiu, pentru migrația în aval se folosesc alte soluții hidrotehnice de migrare decât cele folosite pentru migrația în amonte (Lucas et Baras, 2001, Schmutz et Mielach, 2013).

Măsuri suplimentare pentru creșterea eficienței pasajelor pentru fauna acvatică pot fi reprezentate de un grafic de funcționare a turbinelor sau a deversoarelor adaptat la cerințele biologice, iar utilizarea unor turbine Kaplan sau melcate pot reduce semnificativ mortalitatea la trecerea prin turbine (EA, 2012a).

Monitorizarea eficienței pasajului reprezintă de asemenea niște costuri ce trebuie luate în calcul încă din faza de proiectare și trebuie asigurată printr-o infrastructură specifică: capcane, palane pentru ridicare și golire capcane, adăpost pentru utilaje și cercetare, antene HDX sau FDX, stații de recepție pentru telemetrie etc. De asemenea, încă din faza de proiectare trebuie stabilit programul de monitorizare.

Eficiența pasajului este foarte importantă și trebuie tratată cu multă seriozitate. În primul rând trebuie precizate obiectivele de atins, în procente din

populații pentru care să se asigure migrația în amonte, dar și în măsura întârzierii temporale admise în migrație. Apoi, trebuie luat în considerare efectul cumulat cu alte barări și pasaje de trecere. În special în râurile cu mai multe barări / mai multe pasaje eficiența trebuie să fie maximă pentru speciile vulnerabile sau pe cale de dispariție. Mai multe pasaje consecutive pot reduce drastic numărul indivizilor care reușesc să atingă habitatele de reproducere. Astfel, o serie de 7 barări prevăzute cu pasaje cu o eficiență de 90% (considerată ridicată), va asigura doar trecerea a 48% din populația vizată. Numărul redus de indivizi al unei populații vulnerabile, diminuat și mai mult de către un pasaj ineficient, poate reduce semnificativ șansa de reproducere. Mai mult, s-a constatat că în cazul unei întârzieri prelungite datorită unui pasaj inexistent sau ineficient, este posibil ca indivizii respectivi să nu se mai întoarcă niciodată pe această rută de migrare (Solomon, 1999).

Larinier și Marmulla (2003) arată că principalele cauze în slaba eficiență a pasajelor de pești pot fi rezumate după cum urmează:

- lipsa atracției rezultând din poziționare improprie sau debite prea scăzute;
- proiectare defectuoasă datorită neasigurării debitelor și vitezelor optime;
- dimensionare improprie, respectiv putere specifică și dimensiuni incompatibile cu speciile de pești vizate;
- lipsă de întreținere cauzând, printre altele, colmatare și înfundare;
- disfuncționalități a sistemelor de comandă și de reglare a debitelor și a componentelor mobile.

Trebuie adăugat că în țara noastră, din experiența acumulată se poate concluziona că deficiențele în proiectarea și realizarea pasajelor se datorează în primul rând dimensionării defectuoase și lipsei de cunoștințe a inginerilor în acest domeniu. Acest lucru poate fi ușor pus pe seama lipsei de bibliografie în limba română, în care ultimele lucrări demne de menționat sunt vechi de câteva zeci de ani și nu conțin ultimele progrese, însă realizarea unor structuri improprie nu poate fi acceptată când societatea de astăzi și comunitatea științifică este într-o legătură permanentă, nu în ultimul rând datorită internetului. Numeroase ghiduri și studii sunt disponibile, majoritatea în limbile engleză, germană sau franceză, bazate pe noile tehnologii, pe fundamente solide și științifice. Din practica curentă se poate înțelege că este necesar ca autoritățile să impună prin normative sau standarde anumite condiții în acest domeniu.

Din cele prezentate reiese că proiectarea unui pasaj pentru fauna acvatică necesită pe lângă stăpânirea practicii ingineriei hidrotehnicii și cunoștințe despre biologia și etologia speciilor potențial prezente (Porcher et Travade, 2002). Potențial prezente, deoarece trebuie luate în calcul și speciile ce urmează a fi reintroduse, cât și speciile invazive. De exemplu, pasajul pe Elba la Geesthacht a fost proiectat luând în calcul și sturionii, care urmează a fi reintroduși în acest râu, din această cauză rezultând cel mai mare pasaj din Europa. Speciile invazive pot reprezenta și ele un subiect, deoarece un pasaj le poate deschide rute de migrație către zone altfel inaccesibile. Mai departe, pentru o evaluare a funcționalității, pe lângă cunoștințele enumerate, mai sunt necesare cunoștințe despre metode de captură, de marcarea,

iar de multe ori trebuie înțeleasă complexitatea utilizării tehnologiilor de monitorizare prin telemetrie sau localizare pasivă.

Deoarece pasajele pentru pești sunt construcții hidrotehnice care de obicei presupun cheltuieli însemnate, este foarte important ca tehnologiile adoptate să fie de ultimă generație, cu eficiență dovedită. Altfel, se poate ajunge la demolarea sau reconstruirea și adaptarea pasajelor ineficienta, ceea ce poate să fie chiar mai dificil și mai costisitor decât realizarea unui nou pasaj.

4.5.4 Concluzii parțiale

Se poate observa că există un cadru legal, care prevede necesitatea monitorizării și evaluării pasajelor pentru pești. Cu toate acestea, chiar dacă rapoartele de monitorizare sau analiza acestora trebuie făcute publice, până în martie 2014 nu am putut identifica niciun studiu de monitorizare a vreunui pasaj de pești în România. Chiar dacă este expres prevăzută numai în anumite cazuri, este evident că pentru a aprecia starea ecologică a râurilor, administratorii de ape vor fi nevoiți să efectueze periodic o evaluare a acestor construcții.

Din prezentarea de mai sus, se poate constata că monitorizarea constituie un proces necesar asigurării calității pasajelor pentru pești. Rezultatele monitorizării reprezintă o unealtă foarte importantă în managementul resurselor de apă, permițând adaptarea modului de operare pentru o utilizare durabilă a acestor resurse.

Pentru evaluarea și supravegherea pasajelor pentru fauna acvatică există numeroase metode, iar soluțiile vor fi specifice condițiilor locale și cerințelor de monitorizare. Tehnicile actuale implică captura peștilor care au parcurs pasajul, marcarea indivizilor pentru a urmări comportamentul în bieful aval, în pasaj și în bieful amonte. Diferite feluri de mărci sunt folosite, putându-se ajunge la utilizarea emițătoarelor radio sau acustice. Acestea din urmă permit utilizarea unor sisteme automate de urmărire a peștilor, fiind plasate în puncte cheie a pasajului sau a râului. De asemenea, observațiile pot fi completate prin utilizarea camerelor subacvatice sau prin numărătoare automate de pești.

De asemenea, reiese necesitatea unei judicioase planificări a lucrărilor de întreținere și monitorizare, lucrări care necesită acces cu diferite mijloace, dar și un buget însemnat.

4.6. Procedee de proiectare, cercetare în laborator și exploatare a pasajelor pentru fauna acvatică

4.6.1. Aspecte teoretice privind calculul, dimensionarea și proiectarea pasajelor pentru migrația faunei acvatice

Pasajul pentru migrația faunei acvatice este o construcție hidrotehnică destinată facilitării migrației organismelor acvatice prin, în jurul sau deasupra unui obstacol aflat pe cursul unei ape.

Pasajele pentru peștii care migrează în amonte au fost în trecut denumite generic „scări de pești”, constând din structuri care fie conduc apa într-o manieră avantajoasă pentru migrația faunei, fie deplasează activ peștii din bieful aval în bieful amonte, cum este cazul ascensoarelor sau ecluzelor pentru pești. Instalațiile pentru migrația în siguranță a faunei în aval au intrat în vocabular ca „bypass” și sunt de obicei diferite ca formă și locație de scările de pești. Pot lua forme diferite, de la simple deversoare la instalații de ghidare formate din grătare speciale sau conductori electrici.

După cum am arătat în capitolul 4, unul dintre numeroși factori în asigurarea unei rute de migrație este adaptarea pasajelor la dimensiunile și capacitățile dinamice ale peștilor. Astfel, pentru ca pasajul să fie unul eficient, energia ridicată a apei trebuie disipată în așa fel încât să se formeze condiții hidraulice favorabile și să fie respectate anumite viteze, un anumit grad de turbulență, o anumită aerare etc.

Disiparea energiei are de fapt loc în orice mișcare a unui fluid, sub influența vâscozității, fiind asociată cu rezistențele hidraulice. Pentru tema pasajelor de pești se urmărește frânarea la maxim a procesului de disipare a energiei, deoarece disiparea intensă este legată de macroturbulență, împiedicând avansarea faunei piscicole. Bineînțeles că această frânare la maxim este limitată de aspectele financiare și de locul disponibil în teren, la fiecare caz în parte. Într-o mișcare turbulentă, așa cum apare ea în pasajele de pești, energia cinetică disponibilă a componentei medii este transferată în principal vârtejurilor mari, de dimensiunea secțiunii vii, fiind transmisă apoi celor mai mici, până la cele minime, la al căror nivel are loc disiparea energiei în căldură, ecuațiile fundamentale arătând că energia disponibilă a mișcării medii se consumă în mare parte în generarea de turbulență și că energia de turbulență transferată mișcării pulsatorii este parțial transportată prin convecție și difuzie și parțial disipată (Dumitrescu et Răzvan, 1972).

Există mai mulți factori de care depinde viteza de disipare a energiei și în consecință și mai multe căi de intensificare a disipării energiei: accelerarea generalizării stratului limită prin folosirea macrorugozității artificiale, intensificarea generării turbulenței prin lărgire bruscă, accelerarea descompunerii vârtejurilor de scară mare cu ajutorul unor rețele sau dinți de disipare (Dumitrescu, 1972).

În continuare va fi prezentată **baza teoretică a mișcării permanente cu suprafață liberă** în canale, cu accent asupra aspectelor aplicabile în proiectarea acestor pasaje:

Deoarece densitatea aerului este mult mai mică decât cea a apei, în curgerile de viteză moderată cu suprafață liberă, dinamica curenților de aer este neglijată. Mai mult, pentru simplitate, practica inginerescă folosește adesea o descriere unidimensională a curenților.

Altfel decât la curgerea prin conducte, în mișcarea cu suprafață liberă secțiunea curgerii este variabilă în timp și spațiu.

Următoarele definiții și clasificări țin de domeniul hidraulicii și pot fi regăsite în tratatele de specialitate, amintind, spre exemplu, Cioc (1975), David (1984) sau Jirka și Lang, (2009).

Formele secțiunilor pot fi clasificate după cum urmează:

Profilul dreptunghiular, cu lățimea B și adâncimea h a curențului, este cel mai des folosit (fig. 4.35), fiind caracterizat de aria secțiunii A , perimetrul udat P și raza hidraulică R_h

$$A = Bh \quad (4.11)$$

$$P = B + 2h \quad (4.12)$$

$$R_h = \frac{A}{P} = \frac{h}{1 + 2h/B} \quad (4.13)$$

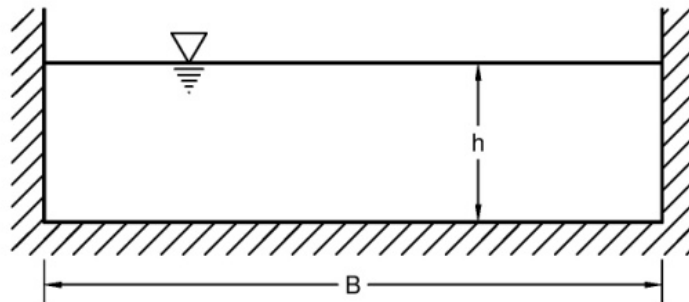


Figura 4.35. Profilul dreptunghiular.

Profilul trapezoidal este o altă posibilă secțiune, cu adâncimea h a curențului și coeficientul de taluz m , conform figurii 4.36.

$$A = (B + 2mh)h \quad (4.14)$$

$$P = B + 2h\sqrt{1^2 + m^2} \quad (4.15)$$

$$R_h = \frac{A}{P} = \frac{(B + 2mh)h}{B + 2h\sqrt{1^2 + m^2}} \quad (4.16)$$

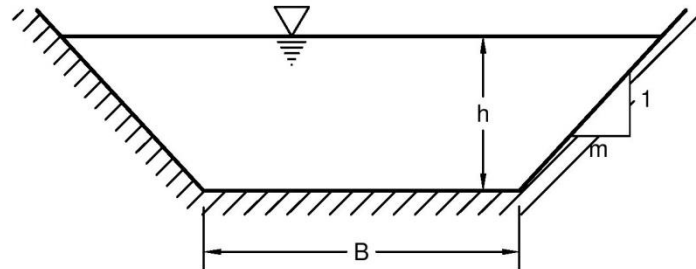


Figura 4.36. Profilul trapezoidal.

Secțiunea circulară, ilustrată în figura 4.37, cu diametrul D și adâncimea h a curentului este de obicei întâlnită în traversarea căilor terestre de comunicare, formulele aplicabile fiind:

$$s = 2\sqrt{Dh - h^2} \quad (4.17)$$

$$A = \frac{Db}{4} - \frac{s(\frac{D}{2} - h)}{2} \quad (4.18)$$

$$P = \frac{\arctan(\frac{2h}{s})(4h^2 + s^2)}{2h} \quad (4.19)$$

$$R_h = \frac{A}{P} = \frac{Db - sD + 2sh}{\arctan(\frac{2h}{s})(4h^2 + s^2)} h \quad (4.20)$$

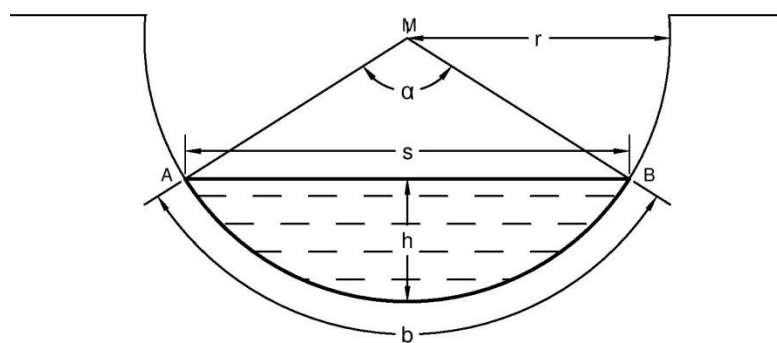


Figura 4.37. Profilul circular.

Secțiunea cvasi-naturală a pasajelor este creată pentru a reproduce structura unui râu natural cu lățimea B și adâncimea h a curentului (fig. 4.38),

pentru care este posibilă și calcularea razei hidraulice, care va depinde întotdeauna de adâncimea apei. Important mai este și faptul că la canale mari lățimea B este mult mai mare decât adâncimea h , $B \gg h$, rezultând

$$R_h \approx \bar{h} \quad (4.21)$$

unde \bar{h} este adâncimea medie a profilului.

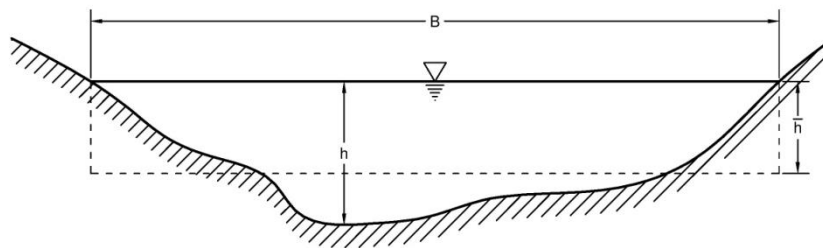


Figura 4.38. Profilul natural al unui râu.

În privința **variațiilor spațiale**, curgerea în pasajele pentru pești va fi aproape întotdeauna variată, datorită structurilor aflate în cursul apei. Modificările adâncimilor curentului sunt localizate pe anumite segmente ca urmare a accelerațiilor implicate.

În privința **variațiilor temporare**, nefiind implicate valuri sau modificări frecvente de debit, în pasajele de pești se presupune că mișcarea apei este una staționară, permanentă, independentă de timp.

În practică s-a observat că mișcarea apei în pasajele de pești este una turbulentă (Jirka et Lang, 2009). Caracterizarea se face cu ajutorul numărului Reynolds Re_h , pentru valori mai mici de 500 fiind vorba de curgere laminară, iar valori $Re_h \geq 500$ fiind caracteristice curgerii turbulente:

$$Re_h = \frac{V}{\nu} R_h \quad (4.22)$$

unde:

V este viteza medie

ν viscozitatea cinematică

R_h raza hidraulică.

Curgerea apei

Pentru a caracteriza natura mișcării unei ape de adâncime h și viteză V , se apelează la **numărul Froude Fr**. Viteza de propagare a unei perturbații este

$$c = \sqrt{gh} \quad (4.23)$$

După cum viteza de ce curgere V este mai mică sau mai mare decât c , modificările se propagă în ambele direcții sau numai în aval de locul perturbării. Raportul acesta este ilustrat prin numărul Froude

$$Fr = \frac{V}{c} = \frac{V}{\sqrt{gh}} \quad (4.24)$$

Dacă numărul Froude ia valori mici, $Fr < 1$, mișcarea este lentă sau subcritică, iar perturbațiile se propagă și înspre amonte și în aval. La valori $Fr > 1$ mișcarea este rapidă sau supracritică și perturbația se propagă numai în aval. Valori $Fr = 1$ caracterizează mișcarea critică.

Construcții hidrotehnice, cum ar fi praguri, deversoare, baraje provoacă de obicei o trecere de la mișcarea lentă la mișcarea rapidă.

Două formule ale mișcării de curgere sunt importante în proiectarea construcțiilor hidrotehnice, ambele se bazează de fapt pe formula Chezy și vor fi redată sub forma general cunoscută.

Relația Darcy-Weisbach, descrie curgerea cu ajutorul razei hidraulice:

$$V = \sqrt{R_h I_0 \frac{8g}{\lambda}} \quad (4.25)$$

unde coeficientul de frecare λ depinde de rugozitatea albiei și de numărul Reynolds, variind astfel cu adâncimea curentului:

$$\lambda = f\left(Re = \frac{V}{\nu} 4R_h, \frac{k_s}{4R_h}\right) \quad (4.26)$$

sau

$$\frac{1}{\sqrt{\lambda}} = -2 \lg \left(\frac{2.51}{Re \sqrt{\lambda}} + \frac{k}{3.71D} \right) \quad (4.27)$$

În practică se poate folosi ecuația simplificată pentru sectorul rugos:

$$\lambda = \frac{0.25}{\lg^2 \left(\frac{k_s}{4R_h} \right)} \quad (4.28)$$

iar k_s ia valori de 1-6 pentru beton neted și 60-300 pentru albie cu pietriș.

Relația Manning-Strickler s-a consacrat în dimensionarea canalelor, spre deosebire față de ecuația () Darcy-Weisbach fiind de remarcat dependența de $R_h^{\frac{2}{3}}$:

$$V = k_{St} R_h^{\frac{2}{3}} I_0^{\frac{1}{2}} \quad (4.29)$$

unde k_{St} este coeficientul de rugozitate Strickler, care poate lua valori de 100 $m^{1/3}/s$ pentru suprafețe netede de beton și 20 $m^{1/3}/s$ pentru albie de râu de munte. Pentru canale cu albie de pietriș sau nisip există și o aproximare directă a coeficientului:

$$k_{St} = \frac{26}{\frac{I}{d_{90}^6}} \quad (4.30)$$

iar d_{90} este mărimea ochiului sitei prin care ar putea trece 90% din substrat, exprimată în [m].

Curgerea la modificarea secțiunii transversale

Alimentarea cu apă a pasajelor tehnice pentru pești se face peste deversoare, prin fante sau prin orificii. În continuare sunt enunțate formulele caracteristice pentru calculul debitelor și vitezelor:

Pentru curgerea unui curent pe sub **stabilă** (fig. 4.39), se poate calcula debitul Q :

$$Q = C_Q \sqrt{2gh_0} sB \quad (4.31)$$

unde:

C_Q este un coeficient empiric care reflectă îngustarea biefului aval, o valoare adesea întâlnită fiind $C_Q = 0,6$, dar în cazul înecării în aval a orificiului, coeficientul C_Q va lua valori mai mici,

h_0 adâncimea în bieful amonte

B lățimea orificiului

s înălțimea orificiului

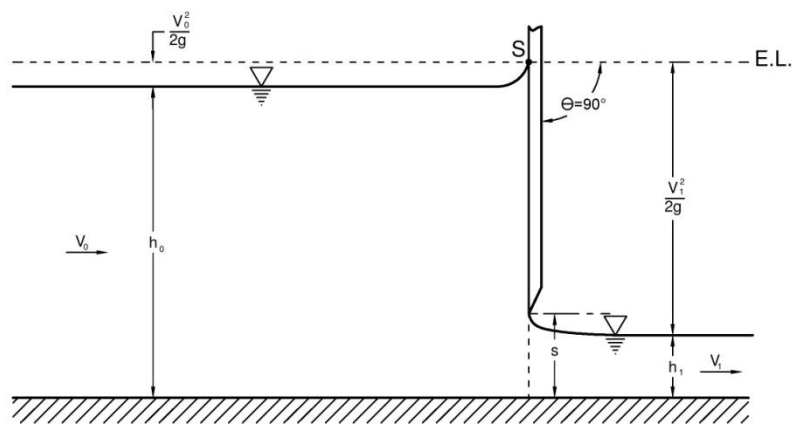


Figura 4.39. Reprezentare schematică a curgerii pe sub stabilă.

La curgerea peste **deversoare cu prag lat** (fig. 4.40), debitul este caracterizat prin formula:

$$Q = C_Q \sqrt{2gh_u^3} B \quad (4.32)$$

unde o valoare adesea întâlnită pentru C_Q este $C_Q = 0,385$

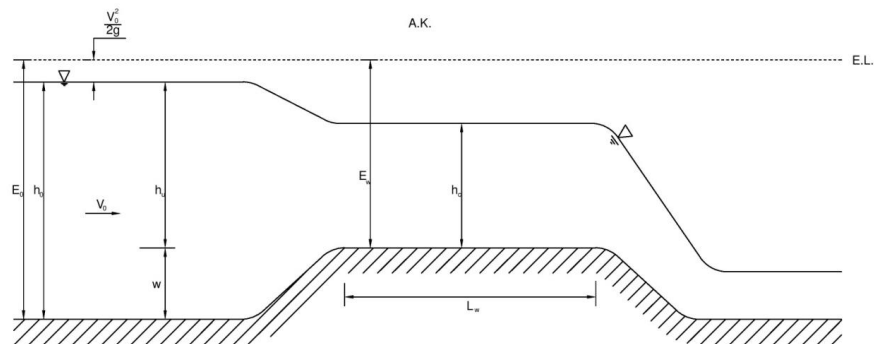


Figura 4.40. Reprezentare schematică a curgerii peste un deversor cu prag lat.

La curgerea peste **deversoare cu muchie ascuțită**, debitul este caracterizat prin aceeași formulă, însă coeficientul C_Q se calculează (Jirka et Lang, 2009):

$$C_Q = 0.41 + 0.053 \frac{h_u}{w} \text{ pentru } \frac{h_u}{w} < 6 \quad (4.33)$$

sau pentru deversoare cu înălțime mică:

$$C_Q = 0.71 \left(1 + \frac{w}{h_u} \right)^{\frac{3}{2}} \text{ pentru } \frac{w}{h_u} < 0.06 \quad (4.34)$$

Dacă alimentarea pasajului se face printr-un orificiu înecat cu suprafața A , debitul poate fi calculat după FAO/DVWK (2002) astfel:

$$Q = C_Q A \sqrt{2g\Delta h} \quad (4.35)$$

unde Δh este diferența de nivel bief amonte/aval

g este accelerația gravitațională

C_Q este coeficientul de debit al orificiului, cu valori comune de 0,65 – 0,85.

4.6.2. Condiții minime în proiectarea pasajelor pentru migrația faunei acvatice

Din prezentarea diferitelor tipuri de pasaje pentru pești rezultă anumite aspecte:

Proiectarea unui pasaj pentru migrația faunei acvatice necesită acumularea unei cantități însemnate de date: zonarea ecologică, speciile prezente, ecologia și etologia speciilor implicate, debitele caracteristice, tipul de barare, circumstanțele locale, modul și orarul de operare a sistemelor hidroenergetice și de navigație etc etc.

Locația intrării (aval) și locația ieșirii (amonte) sunt esențiale pentru o eficientă funcționare a tuturor tipurilor de pasaje: intrarea trebuie să fie pozată cât mai aproape de obstacol, însă suficient de departe încât fauna acvatică să poată

evita turbulențele din preajma obstacolului sau de la aspiratoarele turbinelor; ieșirea trebuie să fie plasată suficient de departe de priza de apă, pentru ca în mișcarea ascendentă fauna să nu fie antrenată în aval de către curentul apei.

Tipul pasajului se alege în funcție de zona ecologică, de spațiul disponibil, de accesibilitatea pentru mentenanță etc. Se cunoaște deja din experiență că anumite pasaje nu pot facilita migrația anumitor specii sau anumitor dimensiuni. De exemplu, pasajul cu deflectoare de tip Denil nu este adecvat pentru speciile sau indivizii mici, dar nici pentru șalău (Larinier, 1998).

Nouă reguli pentru alegerea pasajului pentru fauna acvatică sunt enunțate de GHAAPPE (2001), pasajul trebuind să îndeplinească condițiile:

- să fie adaptat speciilor vizate,
- să fie adaptat debitele prezente în perioada de migrație,
- să fie adaptat variațiilor de nivel,
- să fie adaptat transportului de solide în cursul de apă,
- să fie adaptat constrângerilor topografice,
- să fie adaptat la înălțimea obstacolului,
- să tranziteze debite suficiente și să fie adaptat acestor debite,
- să necesite cea mai redusă mentenanță,
- să fie ușor accesibil, în condiții de siguranță.

Dimensiunile generale ale pasajului trebuie să corespundă dimensiunilor fizice ale peștilor care urmează a folosi instalația. În secțiunile cele mai defavorabile dimensiunile minime sunt date în FAO/DVWK (2002):

$$h_{\min} = 2,5 \times h_{\text{pește}} \quad (4.37)$$

$$b_{\min} = 3 \dots 9 \times b_{\text{pește}} \quad (4.38)$$

$$l_{\min} = 3 \dots 5 \times l_{\text{pește}} \quad (4.39)$$

unde:

h_{\min} , b_{\min} , sunt adâncimea minimă și lățimea minimă ce au voie să fie regăsite în pasaj, în timp ce l_{\min} este lungimea minimă a bazinelor.

Viteza curentului trebuie adaptată astfel încât organele acvatice pe de o parte să poată sesiza curentul, pe de altă parte să poată învinge curentul în deplasare.

Vitezele maxime dintr-un pasaj se pot calcula după formula

$$u_{\max} = \sqrt{2g\Delta h} \quad (4.40)$$

unde

g este accelerația gravitațională

Δh este diferența de nivel între două bazine succesive.

În practică s-a constatat că viteza maximă admisă în epiritral este de 2,0 m/s, în timp ce în hipopotamal această valoare nu are voie să depășească 1,3 m/s, rezultând căderi maxime de 0.20 – 0.08 m, iar viteza minimă pentru toate zonele este de 0,3 m/s pentru a putea oferi orientare faunei (MUNLV, 2005).

Disiparea energiei într-un pasaj de pești trebuie să aibe loc în așa fel încât aerarea și turbulența să păstreze valori cât mai reduse. Dacă au loc fluctuații spațiale și temporale mari ale vitezei curentului, peștii s-ar putea arăta reticenți să

aceseze pasajul (Calles et al., 2010), energia cu care se deplasează peștii crește considerabil și această situație devine critică în momentul în care peștele ajunge la limitele sale (Larinier, 2002; BMFLUW, 2012). De asemenea, viteza de deplasare a peștilor crește când turbulența scade (Thiem, 2011). De aceea BMLFUW (2012) recomandă o putere specifică p mai mică de 80 W/m^3 pentru marile râuri de șes și mai mică de 160 W/m^3 pentru râuri de munte. În practică, trebuie ținut cont că energia specifică variază odată cu nivelul și cu debitul, formula de calcul fiind:

$$p = \frac{Qg\rho\Delta h}{V} \quad (4.41)$$

unde

Q este debitul în bazinul sau în secțiunea respectivă a a pasajului,

g este accelerația gravitațională,

ρ este greutatea specifică

Δh este căderea între două bazine succesive,

V este volumul net de apă într-un bazin, deasupra substratului rugos.

În ceea ce privește diferitele tipuri de pasaje, este cunoscut că, datorită vitezei, a turbulenței și aerării ridicate, pasajul Denil nu se pretează pentru pești și organisme mici sau cu capacități reduse de deplasare (FAO/DVWK, 2002; MUNLV, 2005).

Debitul pasajelor pentru pești poate fi foarte diferit, depinzând de zona instalării pasajului, de speciile vizate, de tipul de pasaj folosit și de folosința barării. Debitul de servitute și debitul salubru sunt stabilite în avizele de gospodărire a apei și este preferabil ca un curent cât mai puternic să fie folosit pentru atracția faunei: 10 % la debite mici până la 1.5 % la debite crescute pentru râurile mari, respectiv 10% din debit pentru râuri mici (Larinier, 2001; EA, 2010). Aceasta se poate realiza prin conducerea întregului debit de servitute și a debitului salubru prin pasaj sau prin amplasarea unor instalații care să elibereze un **debit suplimentar de atracție** în vecinătatea intrării în pasaj sau chiar în secțiunea din aval a pasajului. Pentru a utiliza energia apei reprezentată de curentul de atracție, aceasta poate fi chiar și uzinată de către o turbină adițională. Curentul de atracție pentru pasajul peștilor este reprezentat de debitul tranzitat prin pasaj cumulat cu cel adițional, fiind necesar ca regulă generală să atingă 1 – 5 % din debitul concurent (tranzitat de turbine sau deversat), în timp ce la râuri mari apreciindu-se că 1 – 1.5 % sunt suficiente pentru a asigura atracția unui pasaj bine poziționat (Larinier et Marmulla, 2003).

Substratul într-un pasaj pentru pești este preferabil să fie unul cât mai asemănător cu albia naturală, de cele mai multe ori pietrișul de diferite dimensiuni dovedindu-se a fi util pentru a reduce viteza curentului la o treime în stratul inferior (BMFLUW, 2012) și pentru a oferi spații și substrat organismelor cu slabe capacități motrice, ca de exemplu pentru nevertebrate (Adam et al., 2012). Imposibilitatea plasării unui astfel de substrat în pasajul Denil sau în ecluze și elevatoare, le face pe acestea improprie pentru fauna nevertebrată, căreia, potrivit Directivei Cadru privind

Apa, trebuie să-i fie asigurată posibilitatea deplasării în lungul râului. Adâncimea substratului nu se ia în calcul când se stabilește adâncimea apei în pasaj.



Figura 4.41. Substrat cvasi-natural în pasajul cu două fante verticale Geesthacht Nord pe râul Elbe, Germania. Foto: P. Molnar.

4.6.3. Studii experimentale de laborator asupra unor tipuri constructive de pasaje pentru pești

Cu toate că ecuațiile fundamentale ale hidrodinamicii sunt foarte bine definite și odată cu evoluția procesoarelor au fost dezvoltate o sumedenie de unelte pentru modelarea numerică, practica a arătat că, chiar dacă aceste soluții sunt tot mai exacte, ele nu corespund în totalitate realității. Lucrările hidrotehnice, inclusiv pasaje de pești, implică uneori costuri însemnate. Deoarece intervențiile ulterioare în remedierea defectelor sunt chiar mai costisitoare, se recurge adesea la metoda modelării fizice, chiar dacă variantele au fost inițial selectate prin prelucrare numerică. Un exemplu actual este realizarea modelului la scară 1:13 a pasajului de la Geesthacht pe râul Elbe efectuată de Lehman et al. (2012), pentru validarea și perfecționarea rezultatelor modelării 3D (Oberle et al., 2012). Anumite detalii constructive au putut fi alese numai ca urmare a construirii modelului fizic.

Scopul modelării fizice este reproducerea unui fenomen sau a unei situații la o scară de obicei redusă pentru a putea fi supusă unui studiu experimental amănunțit. Suplimentar se poate apela și la un fluid cu proprietăți diferite decât în realitate, cum ar fi de exemplu testarea parașutelor într-un canal de apă. Principalul

98 4. Lucrări hidrotehnice pentru asigurarea continuității râurilor

avantaj al modelului fizic este redarea cu precizie a fenomenului fără a apela la simplificările asumate în modelarea analitică sau numerică (Dalrymple în Hughes, 1993, Le Mehaute, 1990). Pe model se pot studia diferite scenarii – uneori extreme – care în natură au loc foarte rar și nu ar putea fi testate decât după definitivarea construcțiilor în cauză, totodată oferind și indicii vizuale pentru înțelegerea proceselor (fig. 4.42). Bineînțeles că există și dezavantaje în folosirea modelelor, printre care se numără efectele reducerii la scară, distorsionarea frecărilor, costurile ridicate, consumul de timp și resurse etc. Influența vântului, a valurilor a efectului Coriolis sunt în principiu neglijabile în modelarea pasajelor pentru pești. Toate aceste argumente pro și contra sunt de fapt argumente pentru a utiliza împreună modelele numerice cu cele fizice.

În modelarea pasajelor pentru pești se urmărește de obicei vizualizarea și optimizarea curenților de apă, alegerea optimă a locației față de baraj, poziționarea pentru o siguranță sporită în caz de îngheț și viitură. Pentru pasajul propriu-zis se efectuează studii pe modele la scară 1:3 până la 1:10, chiar 1:13 pentru marile lucrări, iar pentru optimizarea locației față de baraj se practică studii la scară 1:10 până la 1:25 (Porcher et Travade, 2002).

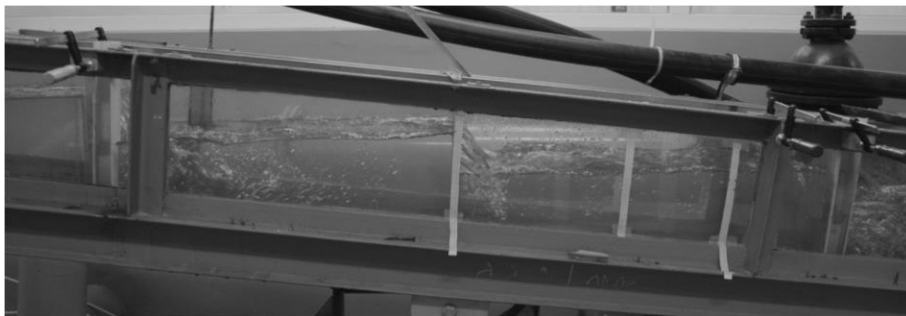


Figura 4.42. Vedere laterală a modelului fizic cu vizualizarea diferențelor de turbulență și aerare în aval de 2 tipuri de deversoare. Foto: P. Molnar.

Conceptul asemănării în hidrodinamica experimentală prevede ca anumiți parametri și anumite relații să fie identice între natură și model, putându-se apela la asemănarea prin calibrare, analiza dimensiunilor și analiza inspecțională, din ultima rezultând legile asemănării (Le Mehaute, 1990).

Forțele de inerție F_i , de presiune F_p , de gravitație F_g , de vâscozitate F_v , de suprafață F_t și cele de elasticitate F_e trebuie corelate între model și natură, astfel încât modelul să se comporte exact ca și prototipul, lucru care însă s-a dovedit imposibil de realizat în practică (Schlurmann, 2002).

Relațiile dintre cele șase forțe amintite sunt redade de a doua lege a mișcării lui Newton (Schlurmann, 2002):

$$F_i = F_p + F_g + F_v + F_t + F_e \quad (4.42)$$

unde:

$$F_i = \rho V^2 L^2 \quad (4.43)$$

$$F_p = \Delta p L^2 \quad (4.44)$$

$$F_g = \rho g L^3 \quad (4.45)$$

$$F_v = \mu V L \quad (4.46)$$

$$F_t = \sigma L \quad (4.47)$$

$$F_e = E L^2 \quad (4.48)$$

Dar, pentru o similitudine perfectă, trebuie îndeplinită ecuația 4.49, lucru imposibil în modelarea fizică (Schlurmann, 2002):

$$\frac{(F_i)_m}{(F_i)_p} = \frac{(F_p)_m}{(F_p)_p} = \frac{(F_g)_m}{(F_g)_p} = \frac{(F_v)_m}{(F_v)_p} = \frac{(F_t)_m}{(F_t)_p} = \frac{(F_e)_m}{(F_e)_p} \quad (4.49)$$

Neputându-se îndeplini concomitent toate condițiile de similitudine, în practica hidrodinamicii experimentale pentru pasajele de pești, din multitudinea de similitudini se construiesc fie modele Reynolds în care forțele de inerție și vâscozitate primează, fie modele Froude, în care forțele de inerție și de gravitație trebuie să fie aceleași în model și în natură. Cum în pasajele pentru pești curgerea are loc în canale sau jgheaburi deschise, pentru modelarea acestora se folosește îndeosebi **similitudinea Froude**, în care numărul Froude

$$F_r = \frac{u}{\sqrt{gh}} \quad (4.50)$$

este același pentru model ca și pentru prototip. După Schlurmann (2002), relația dintre forțele de inerție și cele de gravitație trebuie să fie în model aceeași ca la prototip:

$$\frac{(F_i)_m}{(F_g)_m} = \frac{(F_i)_p}{(F_g)_p} \quad (4.51)$$

sau

$$\left(\frac{\rho V^2 L^2}{\rho g L^3} \right)_m = \left(\frac{\rho V^2 L^2}{\rho g L^3} \right)_p \quad (4.52)$$

dacă însă este utilizat același fluid în model ca și în prototip:

$$\frac{V_m^2}{V_p^2} = \frac{\left(\frac{g_m}{g_p} \right) \left(\frac{L_m}{L_p} \right)}{1} = 1 \quad (4.53)$$

Deoarece și accelerația gravitațională este aceeași pentru model ca și pentru prototip, rezultă:

$$\frac{\frac{V_m}{V_p}}{\sqrt{\frac{L_m}{L_p}}} = 1 \quad (4.54)$$

Considerând scara α a lungimilor modelului

$$\alpha = \frac{L_p}{L_m} \quad (4.55)$$

parametri principali ai unui model Froude vor fi:

$$\text{lungimile} = \frac{L_p}{L_m} = \alpha \quad (4.56)$$

$$\text{suprafetele} = \frac{A_p}{A_m} = \alpha^2 \quad (4.57)$$

$$\text{volumele} = \frac{V_p}{V_m} = \alpha^3 \quad (4.58)$$

$$\text{vitezele} = \frac{u_p}{u_m} = \sqrt{\alpha} \quad (4.59)$$

$$\text{timpii} = \frac{t_p}{t_m} = \sqrt{\alpha} \quad (4.60)$$

$$\text{debitele} = \frac{Q_p}{Q_m} = \sqrt{\alpha^5} \quad (4.61)$$

Dacă s-ar urma același raționament pentru modelul Reynolds, folosind raportul forțelor inerțiale cu al forțelor de viscozitate, s-ar ajunge, printre altele, la raportul timpilor = $t_p/t_m = \alpha^2$, ceea ce dezvăluie imposibilitatea respectării concomitente a similitudinilor Reynolds cu Froude, utilizând în model un lichid cu aceeași viscozitate ca și în prototip.

Notând cu indicele r raportul dintre o mărime a prototipului și a modelului, raportul numerelor Reynolds într-un model cu similitudine Froude devine:

$$Re = \frac{Re_m}{Re_p} = \frac{\alpha u_r}{\nu_r} = \frac{\alpha \sqrt{\alpha}}{\nu_r} = \frac{\alpha^{\frac{3}{2}}}{\nu_r} \quad (4.62)$$

Dacă în model se utilizează același fluid,

$$\nu_r = 1 \quad (4.63)$$

și rezultă un număr Reynolds mai mic:

$$Re_m = Re_p \alpha^{\frac{3}{2}} \quad (4.64)$$

Dacă la modele la scară mică (de ex. bazine hidrografice) se poate apela la o scară diferită pe verticală (supraînălțare) pentru a păstra numărul Reynolds al modelului suficient de mare și pentru a putea obține rezultate independente de acest număr,

pentru pasajele de pești se folosește aceeași scară a valorilor geometrice atât pe orizontală, cât și pe verticală.

4.6.4. Modelul experimental de laborator realizat în laboratorul de hidraulică al Departamentului de Hidrotehnică al UPT, Facultatea de Construcții.

4.6.4.1. Obiectivul studiului

După cum se va vedea în studiul de caz, în 2012 pasajele pentru pești din spațiul hidrografic Banat nu erau funcționale. Fără a avea pretenția de a cunoaște toate pasajele din țară, trebuie menționat că nu am putut identifica niciun pasaj din România care să corespundă cel puțin în ansamblu cerințelor științifice actuale. De aceea capitoul de față redă modul de dimensionare a unui pasaj pentru un baraj din etajul păstrăvului și modul de elaborare a unui model la scară. Calculele au putut fi comparate cu rezultatele măsurătorilor pe model, validarea urmând să aibe loc pe prototip. **Modelarea a fost necesară pentru a urmări vitezele care iau naștere, dar, mai important, pentru a ajusta așezarea elementelor din pasaj pentru a asigura și verifica continuitatea culoarului de migrație, reprezentat printr-un curent continuu între două fante verticale succesive.** Barajul considerat are următoarele caracteristici: baraj cu înălțime: 1.08 m, variația nivelului apei în bieful amonte este de 0.5 m în condițiile normale de operare, în care nu se depășește creasta deversorului, iar variația nivelului în bieful aval înregistrează 0.5 m.

Specia de referință pentru dimensionarea pasajului este păstrăvul de munte *Salmo trutta fario*, cu o lungime de 0.5 m, înălțime de 0.09 m și o grosime de 0.05 m.

Aplicând condițiile de dimensionare a culoarului pentru migrare din DWA (2010), rezultă:

- lățime minimă a fantelor de 0.15 m
- lungime minimă a bazinelor de 1.5 m
- lățime minimă a bazinelor între 0.75 m și 1 m
- adâncime minimă a apei de 0.23 m
- viteză maximă a apei în pasaj de 2 m/s.

Pentru această configurație a pasajului rezultă puterea specifică de 293 W/m³, valoare care depășește cu mult limita superioară admisă, de 250 W/m³.

De aceea am ales pentru îndeplinirea condițiilor hidraulice:

- lățime fantă 0.15 m
- lungime 1.80 m
- lățime 1.35 m
- adâncime minimă a apei 0.5 m
- diferență nivel între două bazine: 0.18 m

- viteză maximă a apei în pasaj de 1.88 m/s

Pentru această configurație a pasajului rezultă o succesiune de 5 bazine, o lungime a pasajului de 9.2 m, puterea specifică de 174 W/m³ la un debit minim estimat de 0.141 m³/s și o putere specifică de 173 W/m³ la un debit maxim estimat de 0.228 m³/s în pasajul pentru fauna acvatică.

4.6.4.2. Prezentarea modelului experimental și metoda de investigare

Pe parcursul studiilor în laborator au fost testate un număr de 24 de variante de modele la scară, de diferite tipuri și dimensiuni, însă în acest capitol vor fi prezentate numai rezultatele principale, obținute pe modelul unui pasaj cu bazine, cu fante verticale.

Modelul fizic a fost realizat la scară 1:4.65, pentru a putea utiliza în mod eficient infrastructura existentă, și a fost amenajat într-un canal înclinat cu pantă reglabilă, cu o lățime de 0.23 m, adâncime de 0.31 m și o lungime de 6 m. Pasajul format din cinci bazine a fost construit în dreptul părții vitrate a canalului, permițând astfel o facilă vizualizare a fenomenelor. Structurile despărțitoare dintre bazine au fost montate vertical. Bieful amonte și aval au fost astfel amenajate, încât să permită reglarea nivelului amonte și aval de pasajul propriu-zis.

Apa a fost folosită în circuit închis, fiind pompată dintr-un bazin subteran cu ajutorul a două pompe cu debit total reglabil între 0 – 9 l/s (0 – 0.009 m³/s), alimentând canalul printr-un bazin de liniștire cu un volum de 0.176 m³, parcurgând și apoi părăsind modelul printr-un bazin dotat cu un deversor Thompson de 90°, pentru a ajunge din nou în rezervorul subteran.

Viteza apei a fost măsurată în serii de câte 40 secunde, cu o minimorișcă hidrometrică Seba M1, cu diametru de 50 mm și cu traductor electronic. Pentru observarea curenților s-au utilizat diferite metode, de la firul de teflon, la fâină pentru curenții de suprafață și până la betanină pentru curenții din corpul de apă. De asemenea, am utilizat ruletă metalică, rigle gradate, hârtie milimetrică și am documentat fotografic experimentele cu diferite camere foto și de filmat.

În cadrul studiului am efectuat experimente cu un regim de curgere în care nivelul apei era relativ identic în toate bazinele, dar am efectuat și experimente existând diferențe de nivel însemnate între primele și ultimele bazine.

Prin modelarea fizică am urmărit realizarea disipării energiei în așa fel, încât să fie asigurat un culoar de migrație neîntrerupt, reprezentat printr-un curent continuu între două fante verticale succesive. În acest scop am utilizat diferite așezări ale elementelor componente, optimizând elementele cheie enunțate mai sus: lățimea fantei, dimensiunea bazinelor, panta pasajului, adâncimea minimă etc. Prin mutarea blocurilor de dirijare din dreptul pereților despărțitori a putut fi modificat unghiul de pătrundere a curentului de apă în bazine, dar, chiar dacă s-au menținut dimensiunile bazinelor și a fantelor, în cadrul acestui proces au trebuit modificate nu

numai poziția, ci și dimensiunea elementelor, pentru a putea păstra constante elementele esențiale amintite.

Doisprezece din configurațiile testate sunt redată în tabelul 4.13, împreună cu varianta optimă rezultată (varianta 11). Pentru aceasta din urmă au fost efectuate măsurătorile prezentate în paragraful următor (fig. 4.43 și 4.44). Dimensiunile redată în acest capitol au fost convertite la valorile prototipului, utilizând similitudinea Froude.

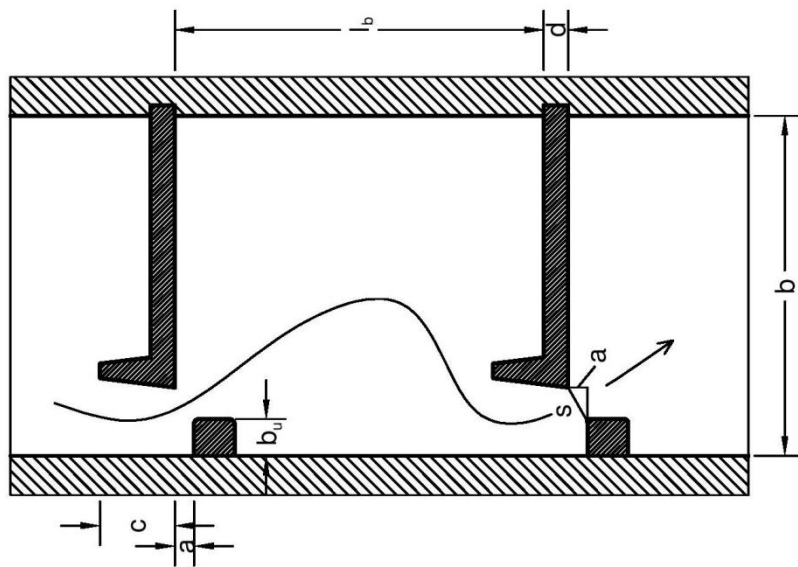


Figura 4.43. Secțiune orizontală a modelului experimental.

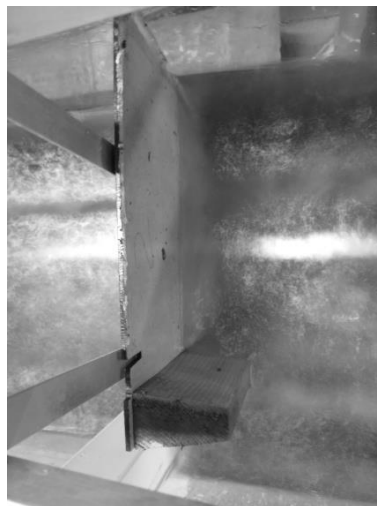


Figura 4.44. Vedere de sus asupra elementelor modelului experimental. Foto: P. Molnar.

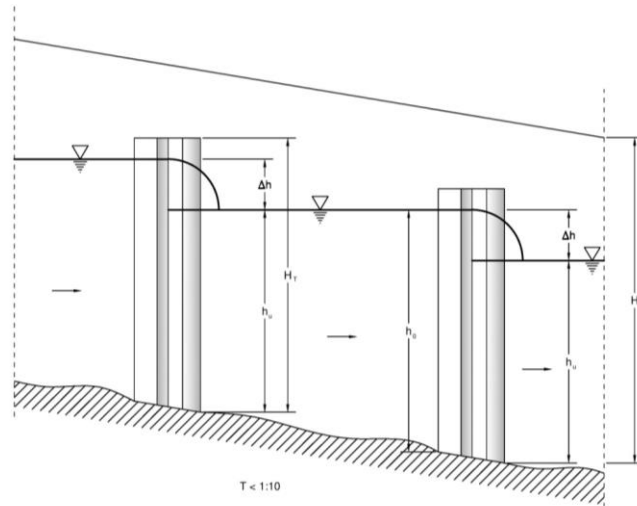


Figura 4.45. Secțiune verticală a modelului experimental.

Tabelul 4.13. Parametrii principali ai modelului experimental în diferite configurații, în [m].

varianta	l_b	b	s	h_{\min}	a	b_u	c	Δh	H_T	H_P
1	1.80	1.35	0.20	0.5	0.08	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
2	1.80	1.35	0.20	0.5	0.09	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
3	1.80	1.35	0.20	0.5	0.10	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
4	1.80	1.35	0.18	0.5	0.07	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
5	1.80	1.35	0.18	0.5	0.08	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
6	1.80	1.35	0.18	0.5	0.09	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
7	1.80	1.35	0.18	0.5	0.10	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
8	1.80	1.35	0.15	0.5	-	0	0.21	0.18	1.00	1.12
9	1.80	1.35	0.15	0.5	0.07	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
10	1.80	1.35	0.15	0.5	0.08	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
11optim	1.80	1.35	0.15	0.5	0.09	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12
12	1.80	1.35	0.15	0.5	0.10	0.19	0.21	0.18	1.00	1.12

4.6.4.3. Măsurători experimentale și rezultate obținute pentru diferite scenarii

Debit minim în pasaj: $0.141 \text{ m}^3/\text{s}$

Pasajul funcționează cu debitul minim în cazul în care nivelul apei în amonte este minim datorită debitelor naturale scăzute sau datorită funcționării turbinelor. Dacă în aval se înregistrează nivelul minim, toate bazinele pasajului sunt caracterizate de nivele și modele de curgere identice (fig. 4.46). Adâncimea minimă în pasaj este de 0.5 m, înregistrată în avalul pereților care despart două bazine consecutive. Viteza maximă înregistrată în pasaj și la intrarea în pasaj (capăt aval) este de 1.85 m/s, în spațiul aval de fanta care unește două bazine consecutive. În

bazine se poate constata existența unui culoar continuu, în care viteza curentului nu scade sub viteza de 0.9 m/s, luând valori maxime în avalul fantelor verticale.



Figura 4.46. Vedere laterală a modelului experimental, cu debit minim. Profil longitudinal cu nivel identic în toate bazinele. Foto: P. Molnar.

Dacă însă **nivelul apei în aval crește la nivelul maxim**, crește și nivelul în bazinele din aval, influența fiind sesizabilă în toate bazinele modelului experimental, cu influență din ce în ce mai mică (fig. 4.47). Se poate observa că o creștere a nivelului apei în avalul lucrării determină un efect de acumulare a apei în pasaj, sesizabil după nivelul crescut din bazine și după diferențe de nivel tot mai mici în pasaj. Viteza maximă în secțiunea modelată a pasajului este de 1.78 m/s, dar, după cum se poate observa în graficul din figura 4.48, această valoare este înregistrabilă numai în bazinul din amonte, astfel încât apa, cu cât înaintează în bazine, pierde din viteză, ajungând în aval de pasaj la 0.83 m/s, adică la ca. 45 % din valoarea maximă proiectată. Această scădere a vitezelor se datorează creșterii nivelului în bazinele din avalul lucrării și implicit a creșterii secțiunii curentului de apă, la menținerea aproximativ constantă a debitului. În bazine se poate constata existența unui culoar continuu, în care viteza curentului nu scade sub viteza de 0.5 m/s, pentru fiecare bazin luând valori maxime în avalul fantelor verticale.



Figura 4.47. Vedere laterală a modelului experimental, cu debit minim. Profil longitudinal cu nivel diferit în fiecare bazin datorită nivelului ridicat al biefului aval. Foto: P. Molnar.

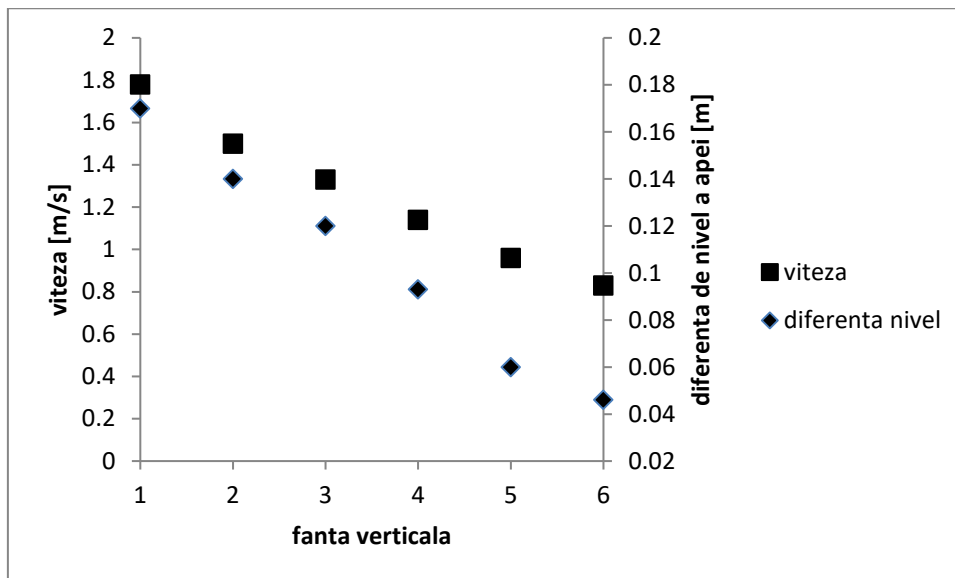


Figura 4.48. Vitezele maxime și diferențele de nivel care iau naștere la fantele verticale, respectiv la pereții despărțitori în cazul creșterii nivelului apei în bieful aval.

Debit maxim în pasaj: $0.228 \text{ m}^3/\text{s}$

Creșterea cotei în bieful amonte atrage după sine creșterea debitului în pasajul de pești. Debitul maxim pentru care a fost proiectat pasajul pentru pești este de $0.228 \text{ m}^3/\text{s}$. Reglarea debitului corespunzător acestei valori în model confirmă calculele, astfel bazinele sunt umplute până la nivelul maxim al pereților despărțitori, deversând numai ocazional peste aceștia, datorită turbulențelor din pasaj și a suprafeței neregulate a apei.

Dacă în pasaj se înregistrează o curgere în care toate bazinele pasajului sunt caracterizate de nivele și modele de curgere identice (fig. 4.49), adâncimea minimă în pasaj este de 0.82 m, înregistrată în avalul pereților care despart două bazine consecutive. Viteza maximă înregistrată în pasaj și la intrarea în pasaj (capăt aval) este de 1.85 m/s, în spațiul aval de fanta care unește două bazine consecutive. În acest caz, puterea specifică ia valoarea de 173 W/m^3 . În bazine se poate constata existența unui culoar continuu, în care viteza curentului nu scade sub viteza de 0.85 m/s, luând valori maxime în avalul fantelor verticale.



Figura 4.49. Vedere laterală a modelului experimental, cu debit maxim. Profil longitudinal cu nivel identic în fiecare bazin. Foto: P. Molnar.

Depășirea debitului

În cazul creșterii nivelului peste valoarea de calcul, apa circulă mai departe și prin fantele verticale, dar, în plus, pereții despărțitori dintre două bazine succesive devin deversoare cu creastă orizontală.

Astfel, o creștere a cotei apei până la nivelul crestei deversorului prizei de apă implică o creștere a cotei apei în pasaj de 0.12 m deasupra nivelului pereților despărțitori, atrăgând o creștere a debitului până la 0.303 m³/s în pasajul de pești și o creștere a puterii specifice la 205 W/m³.

Diferențele de nivel între două bazine rămân constante, fiind de 0.18 m, iar vitezele maxime atinse de apă în pasaj sunt tot de 1.85 m/s, deoarece se formează căderi la fiecare perete despărțitor. Chiar dacă funcționează într-un regim deosebit, se poate observa că pasajul oferă totuși o rută de migrație care poate fi atractivă pentru faună: curentul prin fantele verticale circulă cu viteze mai reduse, de la 0.82 la 1.55 m/s, pentru ca vitezele maxime să ia naștere numai în stratul superior. În bazine se poate constata existența unui culoar continuu, în care viteza curentului nu scade sub 0.7 m/s, luând valori maxime în avalul fantelor verticale.

4.6.5. Concluzii parțiale

Calculul, dimensionarea și proiectarea pasajelor pentru migrația faunei acvatice necesită stăpânirea bazelor teoretice a curgerii cu suprafață liberă, dar, pentru o corectă adaptare la performanțele peștilor, necesită și o cunoaștere a performanțelor și a comportamentului speciilor vizate.

Deoarece și asupra unui model acționează accelerația gravitațională, iar densitățile aerului și a apei sunt independente de scara modelului, modelarea fizică are anumite limite. Scara la care se realizează modelele fizice se alege astfel încât să se poată face observațiile și măsurătorile necesare în cel mai economic mod posibil, dar și în așa fel, încât să existe o asemănare geometrică, cinematică și dinamică (Oblasser, 2011). Dacă în hidromecanica experimentală sunt uzuale

experimente la scară 1:150 până la 1:10, pentru hidrocentrale sunt folosite scări de 1:10 până la 1:50, iar pentru pasajele de pești se folosesc modele 1:2 (Wallingford, 2011), 1:10 (Vereecken et al, 2008), sau, pentru pasaje de dimensiuni însemnate 1:13 (Lehmann et al., 2012) sau, la limită, 1:20 (Kubitschek et Mefford, 1997). Cu toate că în model se obțin turbulențe mai mici decât în prototip, rezultatele acestor studii se dovedesc a fi foarte utile, deoarece caracterele generale ale curenților sunt redade suficient pentru proiectarea unui pasaj eficient (Calluaud et al., 2012).

Este important de reținut că studii pe animale sunt foarte rar aplicabile în modele la scară, deoarece fie indivizii sunt prea mari, fie nu sunt motivați corespunzător deoarece au o vârstă nepotrivită sau chiar un comportament diferit față de speciile țintă. Studii etohidraulice se pot însă efectua în condiții de laborator dacă se reproduce o secțiune din pasaj sau dacă se reproduc condițiile regăsite într-un pasaj, însă necesită o bună înțelegere, atât a hidrodinamicii, cât și a biologiei și comportamentului organismelor acvatice.

În urma experimentelor efectuate s-a obținut un regim de curgere care să corespundă cerințelor faunei acvatice, după nivelul științific actual. Pe lângă zonele de caracterizate de diferite grade de disipare a energiei, curentul de apă din pasajul pentru pești prezintă o continuitate, cu vitezele cuprinse între cele minime de asigurat și cele maxime admise. Culoarul prezintă dimensiunile necesare, chiar depășindu-le, pentru a putea asigura un grad de turbulență adecvat migrației organismelor acvatice. În afara culoarului propriu-zis există și zone cu curgere mai lentă, astfel încât pasajul să poată fi utilizat și de speciile mai slab înotătoare.

Pentru proiectarea unui pasaj pentru pești se poate constata necesitatea unor date hidrologice de la fața locului: în afară de debitele caracteristice sunt necesare și cotele apelor în amonte și în avalul lucrării hidrotehnice, ceea ce aparent este destul de facil de înregistrat la construcțiile existente. Cu toate acestea, chiar dacă prin planurile de management bazinale s-a prevăzut construirea a numeroase pasaje pentru pești, în afara marilor lucrări, ca de exemplu SHEN Porțile de Fier I și II, aceste date nu sunt înregistrate și se poate presupune că pasajele vor fi realizate fără a lua în considerare cotele minime și cotele maxime care iau naștere pe perioada de operare. De asemenea, este important ca fauna acvatică prezentă sau potențial prezentă să fie cunoscută pentru a putea dimensiona corect pasajul.

Modelarea fizică permite adaptarea elementelor constitutive ale unui pasaj pentru migrația faunei acvatice în așa fel, încât să se formeze un culoar continuu, în care disiparea energiei să se efectueze în masa de apă a bazinelor, asigurându-se astfel condițiile necesare orientării și deplasării prin pasaj.

5. Studiul de caz 1: Impactul lucrărilor hidrotehnice asupra continuității longitudinale în bazinul Dunării

5.1. Probleme actuale

În contextul creșterii permanente a populației, pe întreg globul cresc presiunile asupra resurselor naturale. De asemenea, apelarea la energii regenerabile pentru prevenirea încălzirii globale supune cursurile de apă unor modificări dramatice. Utilizarea resursei apă aduce cu sine diferite presiuni asupra ecosistemelor naturale, cauzând – printre altele – fragmentarea cursurilor de apă. După cum se poate observa în figura 5.1, prin dezvoltarea economico-industrială, Europa și implicit România se află pe teritorii în care râurile naturale sunt parțial puternic, parțial moderat fragmentate și regularizate.

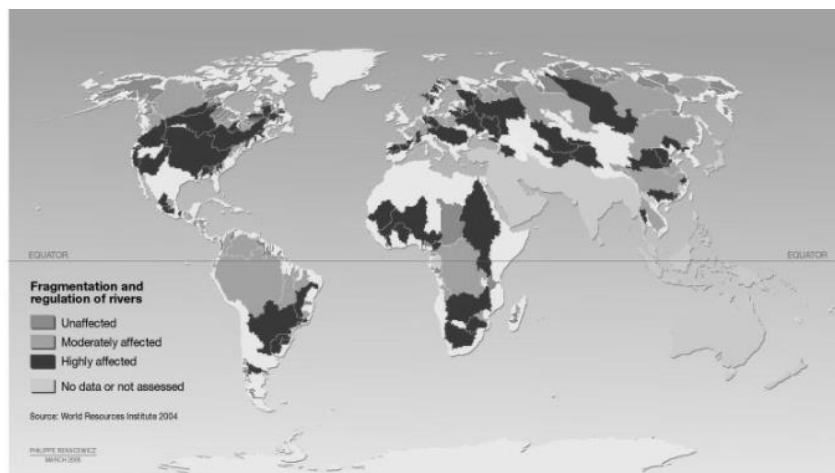


Figura 5.1. Gradul de fragmentare și regularizare a râurilor pe mapamond. Sursa: United Nations Environment Programme.

Continuitatea unui râu este dată de starea naturală a acestuia, în care migrarea organismelor acvatice, transportul de sedimente și transferul de energie nu sunt întrerupte de activitățile antropice. Fragmentarea unui curs de apă poate fi provocată de o multitudine de intervenții, precum baraje, regularizări, canalizări, debit redus în urma derivațiilor și așa mai departe.

Deoarece o conectivitate longitudinală restaurată valorează foarte puțin dacă nu sunt îndeplinite condițiile biologice de trai a faunei acvatice, acest capitol

110 5. Studiul de caz 1: Bazinul Dunării

încearcă să pună în lumină starea generală a habitatelor de-a lungul apelor din bazinul Dunării, insistând asupra habitatelor de-a lungul Dunării în România. De asemenea, pentru a ilustra și anumite detalii de pe cursul râurilor din România, ne vom îndrepta atenția și asupra râului Sebeșel, prezentat în studiul de caz de la capitolul 6. Delta Dunării, reprezentând un subiect de o complexitate aparte, a fost exclusă din considerațiile ce urmează.

5.2. Bazinul hidrografic al Dunării

5.2.1. Descriere generală

Dunărea izvorăște în Munții Pădurea Neagră din Germania și parcurge 10 țări, însă bazinul hidrografic cu 809.000 kmp se întinde pe teritoriul a 18 state, din care 10+1 membre EU, bazinul fiind locuit de 81 milioane de oameni (fig. 5.2).

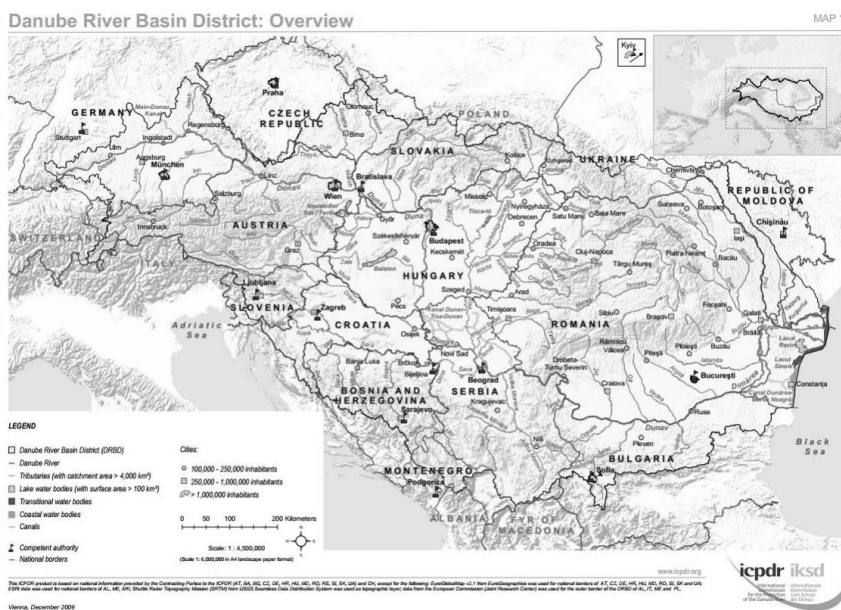


Figura 5.2. Situația bazinului în Europa, sursa: ICPDR (2009).

ICPDR (2005) împarte cursul Dunării în 10 secțiuni (fig.5.3), denumite în documentul original: 1 Upper course of the Danube, 2 Western Alpine Foothills Danube, 3 Eastern Alpine Foothills Danube, 4 Lower Alpine Foothills Danube, 5 Hungarian Danube Bend, 6 Pannonian Plain Danube, 7 Iron Gate Danube, 8 Western Pontic Danube, 9 Eastern Wallachian Danube, 10 Danube Delta. În România se regăsesc ultimele patru secțiuni: 7 Dunărea Porților de Fier, 8 Dunărea pontică de vest, 9 Dunărea valahă estică și 10 Delta Dunării.

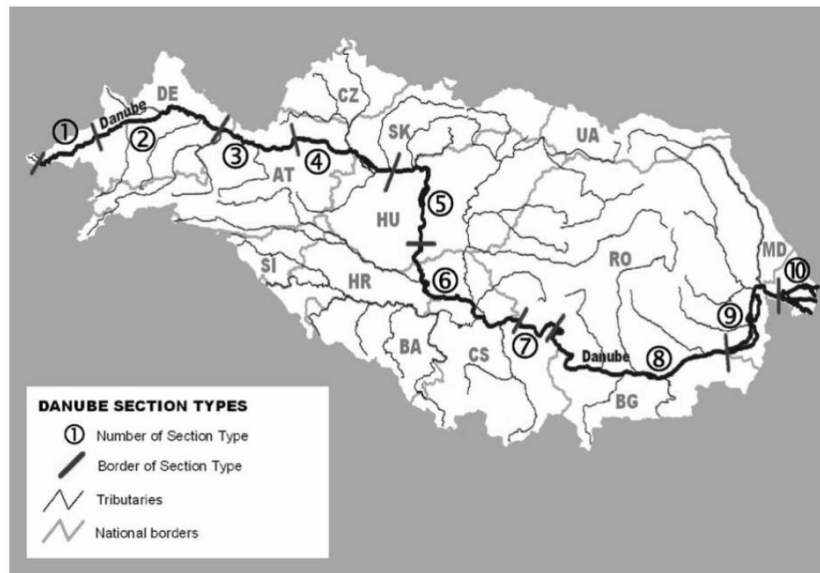


Figura 5.3. Secțiunile Dunării delimitate în Planul de management al bazinului Dunării, sursa: ICPDR (2005).

Din cele 9 regiuni biogeografice europene, Bazinul Dunării atinge 5 regiuni: alpină, continentală, panonică, stepică și pontică.

Cu cei 2857 km lungime, Dunărea este, după Volga, al doilea fluviu ca dimensiuni și debit din Europa. 1075km se află pe teritoriul României, parțial formând granițele cu Serbia, Bulgaria sau Ucraina. 29 % din suprafața bazinului hidrografic al Dunării aparțin României, iar 97,4 % din teritoriul țării noastre este drenat prin acest fluviu.

Dunărea reprezintă cel mai mare tribut ar al Mării Negre, formând la vărsare, pe o suprafață de 6750 kmp, Delta Dunării, cu valoare de Rezervație a Biosferei, Zonă Umedă de Importanță Internațională, inclusă în Lista Patrimoniului Mondial Cultural și Natural.

Trebuie menționat că în accepțiunea tradițională, sectorul românesc este definit ca Dunărea mijlocie (km 1075 - 931) și respectiv Dunărea inferioară (km 931 - 0).

5.2.2 Modificări hidromorfologice

Intervențiile antropice din ultimii 30-40 de ani au avut ca și consecință o reducere catastrofală a diversității biologice și a peisajului natural. Dacă printre aceste intervenții se numără și întreruperea continuității longitudinale, reducerea ariei de manifestare a hidrodinamicii Dunării, desecarea bălților, tăierea de canale ce fragmentează peisajul atât longitudinal, cât și transversal, dar și exterminarea pădurilor specifice luncii și teraselor, atunci urmările acestora sunt amplificarea fenomenului de eroziune și a celui de alunecare de teren la marginile teraselor

112 5. Studiul de caz 1: Bazinul Dunării

dunărene, cu consecințe catastrofale pentru localitățile limitrofe, putându-se constata declanșarea unui dezechilibru natural (INCDD, 2008).

Dar cursurile apelor din bazinul Dunării au suferit modificări semnificative deja de mai multe secole, în diferite scopuri: **apărarea împotriva inundațiilor, irigații pentru agricultură, navigație, exploatarea potențialului energetic, alimentarea cu apă potabilă, evacuarea apelor uzate datorită urbanizării**, rezultând alterarea regimului hidrologic și a transportului de sedimente, eroziunea și adâncirea albiilor, tăierea legăturii cu luncile inundabile, tăierea meandrelor, întreruperea continuității habitatelor pentru diferite specii de floră și faună, etc. Chiar dacă unele modificări sunt majore, există un potențial imens de restabilire a funcțiilor naturale ale acestui fluviu, în special prin restaurarea luncilor inundabile pentru reproducerea peștilor și pentru reducerea riscului de inundații sau prin facilitarea migrației faunei piscicole.

În prezent, în cadrul elaborării Planului de **Management al Districtului Hidrografic al Dunării**, s-a constatat că numai fragmente foarte scurte ale cursului Dunării mai pot fi caracterizate a fi în starea de referință, dacă se are în vedere natura leșea malurilor și legătura cu lunca inundabilă, astfel că maluri quasi naturale se pot regăsi în Serbia, Bulgaria și România: lunci inundabile în Croația la Kopacki Rit, în Serbia la Gornje Podunavlje și cu fragmente mai lungi pe Dunărea inferioară în România pe malul drept al Insulei Mici a Brăilei (ICPDR, 2008a).

În Planul de Management, Dunărea românească, cu excepția Deltei, este caracterizată drept puternic modificată, cu un potențial ecologic moderat, slab sau prost, desemnarea făcându-se potrivit cu Directiva Cadru Ape (fig. 5.4).

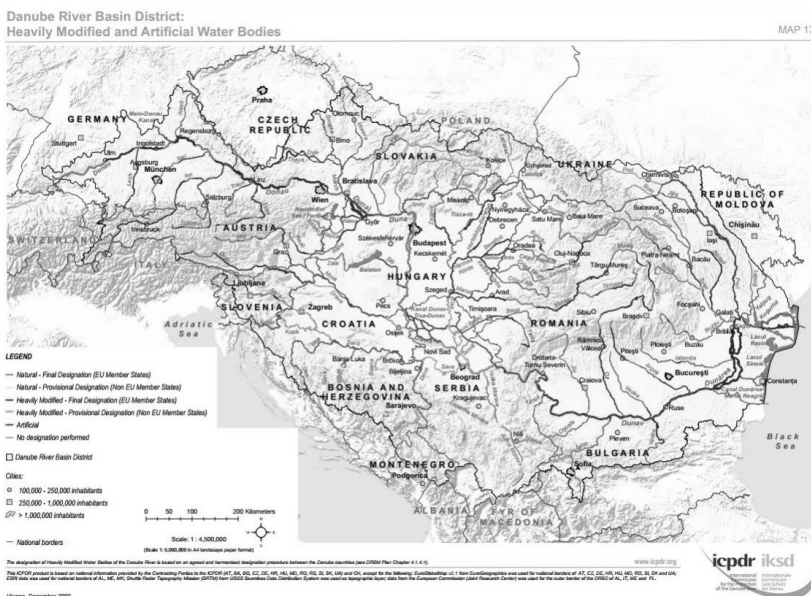


Figura 5.4. Corpuri de apă puternic modificate, sursa: ICPDR (2009).

Transpunând **Directiva Cadru Ape, Legea Apelor** Nr. 107 din 25 septembrie 1996 precizează în art. 2:

“Un corp de apă de suprafață este desemnat ca fiind artificial sau puternic modificat, atunci când:

a) schimbările caracteristicilor hidromorfologice ale acestui corp de apă, necesare pentru atingerea stării ecologice bune, ar putea avea efecte negative importante asupra mediului în general, navigației, inclusiv amenajarea facilităților portuare sau de agrement, activităților pentru scopul cărora este stocată apa, cum sunt alimentarea cu apă, producerea de energie sau irigațiile, regularizarea curgerii apei, apărarea împotriva inundațiilor, drenajul terenurilor și a altor activități egale ca importanță cu cele prevăzute pentru dezvoltarea durabilă;

b) caracteristicile artificiale sau modificate ale corpului de apă, impuse de folosințele beneficiare, nu pot să fie realizate în mod rezonabil, din motive de fezabilitate tehnică sau costuri disproporționate, prin alte mijloace care sunt în mod semnificativ opțiuni mai bune din punct de vedere al protecției mediului.”

În continuare sunt descrise intervențiile din bazinul Dunării, dar și cele care au dus la această desemnare a cursului Dunării din România drept puternic modificat, având ca urmare întreruperi longitudinale ale continuității habitatelor, deconectarea luncii inundabile și a zonelor umede adiacente, precum și diferite alterări hidrologice.

5.2.2.1. Întreruperea longitudinală a continuității râurilor

Continuitatea longitudinală a râurilor este de multe ori afectată de diferite lucrări. Astfel, barajele și căderile de apă mai mari de 0,1-0,2 cm reprezintă de cele mai multe ori o piedică în migrația naturală a faunei piscicole, impact care poate fi redus într-o oarecare măsură prin construcția unui pasaj pentru pești.

Dar, prin lucrările de barare, de multe ori iau naștere acumulări de apă, care schimbă radical tipologia râului: scad vitezele de curgere, se modifică substratul temperatura, turbiditatea, oxigenarea șamd cu efecte însemnate asupra populațiilor din aceste ape. Se cunoaște faptul că rata de supraviețuire a speciilor migratoare este negativ influențată de aceste acumulări artificiale, stadiile tinere nemaifiind purtate de curent, fiind afectate de toate celelalte condiții adverse, în cel mai bun caz fiind doar întârziate în aceste migrații (Vovk, 1968).

La nivel de bazin, în planul de management al bazinului Dunării (ICPDR, 2009) s-a putut constata o pondere a diferitelor presiuni: 45% datorate protecției împotriva inundațiilor, 45% generării de energie și 10% aprovizionării cu apă, uneori presiunile neputând fi distinse foarte precis, unele lucrări servind de exemplu și protecției împotriva inundațiilor și exploatării hidroenergetice, ba chiar și navigației. Dacă în bazinul Dunării există 1688 de bariere în râuri cu bazin hidrografic mai mare de 4000 kmp, 932 (deci 55%) dintre acestea reprezentau în 2009 o piedică în calea migrației peștilor, cele mai importante fiind redată în figura. 5.5.

În România, la nivelul anului 2011, există 297 de avize de gospodărire a apelor pentru peste 500 de microhidrocentrale - MHC (ARM, 2011). La finele anului 2012 existau în țară 143 pasaje pentru pești, din care 92 % erau încadrate ca funcționale (ANAR, 2013).

Situația microhidrocentralelor din România în 2011, conform ARM (2011):

- din totalul de 380 MHC existente:

- 296 MHC (78% din total) sunt în exploatare, din care 209 sunt deținute de Hidroelectrică;
- 49 MHC (13% din total) sunt în execuție;
- 35 MHC (9% din total) sunt casate sau casate parțial.

- din total putere instalată de 501 MW în cele 380 MHC:

- 365 MW (73% din total) sunt instalați în MHC aflate în exploatare;
- 127 MW (25% din total) sunt instalați în MHC aflate în execuție;
- 8 MW (2% din total) sunt instalați în MHC casate sau casate parțial.

- din total energie medie de proiect de 1504 GWh/an în cele 380 MHC:

- 1082 GWh/an (72% din total) sunt instalați în MHC aflate în exploatare;
- 391 GWh/an (26% din total) sunt instalați în MHC aflate în execuție;
- 30 GWh/an (2% din total) sunt instalați în MHC casate sau casate parțial

Pe fluviul Dunărea, planul de management al bazinului Dunării (ICPDR, 2009) semnalează 78 de bariere, din care numai 22 pot fi depășite de către pești. Aceste lucrări hidrotehnice sunt inegal împărțite pe teritoriile diferitor țări: 75 în lanțul din Germania/Austria, 1 la Gabčíkovo în Slovacia și cele două sisteme hidroenergetice la Porțile de Fier între România și Serbia (fig. 5.5). Pe parcursul lucrării de față se va putea înțelege de ce chiar ultimele trei baraje de pe cursul Dunării au o influență deosebită asupra speciilor de sturioni și de ce aceștia au fost declarați de importanță bazinală.

SHEN Porțile de Fier

Sectorul româno-iugoslav al Dunării era caracterizat de praguri stâncoase, cataracte și sinuoziități care restricționau navigația, aceasta fiind posibilă, chiar și după amenajarea canalului Șip, numai 200 de zile pe an și aceasta numai pentru pescaje de 1,5 m. Zona Cazanelor, cu pante locale de până la 1,20 m/km și cu un debit mediu multianual de 5.540 mc/s oferă un potențial energetic de 12,6 TWh/an. Soluția, firească și totodată îndrăzneță în contextul vremii, a fost un sistem complex pentru a facilita navigația, dar și pentru a exploata energetic fluviul. La o cădere amenajabilă de 34 m, fluviul oferă cel mai mare potențial specific din Europa: 8.100 kW/km.

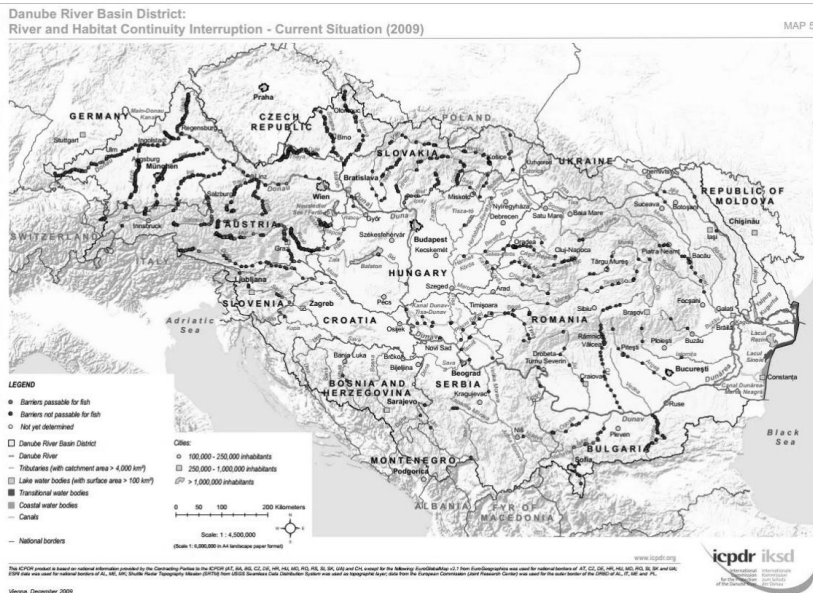


Figura 5.5. Situația întreruperilor longitudinale ale habitatelor în 2009, sursa: ICPDR (2009).

Sistemul Hidroenergetic și de Navigație SHEN Porțile Fier I a fost realizat începând cu 1965 când s-a început execuția, iar darea în funcțiune a avut loc în 1972. Acest sistem a fost conceput pentru a pune în valoare potențialul hidroenergetic al Dunării din sectorul românesc, din care 80 % este localizat în amonte de Gura Văii. Remuu rezultat din barare atinge confluența Tisei cu Dunărea pe teritoriul Serbiei. Au fost inundate 10.131 ha terenuri, două orașe, mai multe sate, insula Ada-Kaleh, 160 km șosele, 24 km căi ferate, întreprinderi industriale, rețele de telecomunicații și monumente istorice, majoritatea construcțiilor fiind reconstruite sau mutate.

100.000 ha teren agricol și silvic amonte de SHEN Porțile de Fier I sunt influențate în privința regimului umidității de către acumularea de apă, necesitând lucrări de îndiguire, desecare-drenaj și irigații.

Cu cota de retenție la 69,50 m, căderea medie este de 27.17 m, iar căderile maxime și minime iau valorile de 34,50 m, respectiv 21,90 m. Sistemul a fost dotat cu 2 x 6 turbine tip Kaplan de 175 MW cu ax vertical.

Sistemul Hidroenergetic și de Navigație SHEN Porțile de Fier II, început în 1977 și predat în exploatare în 1986, a fost amenajat cu o cădere medie 7,45 m iar căderile maxime și minime iau valorile de 12,75 m, respectiv 5,00 m și a fost, diferit decât la PFI, dotat cu 2 x 10 turbine Kaplan, cu ax orizontal (bulb) de 27 MW.

De data aceasta, sistemul hidroenergetic a fost amplasat pe porțiunea în care Dunărea cuprinde între două brațe o insulă neinundabilă, Ostrovul Mare, și este format de trei unități distincte: centrala suplimentară Gogoșu, ecluză mal stâng și o

unitate ce cuprinde: barajul, centralele (românească, sârbească, sârbească suplimentară) și ecluza mal drept.

Luând în considerare sursele istorice, trebuie considerat că sturionii foloseau habitate de reproducere pe cursul mijlociu al Dunării, cât și pe tributari ca Tisa, Sava și Drava, dar, după finalizarea SHEN Porțile de Fier, în aval de baraj au fost capturate în doar cinci ani 116 t de *Huso huso* și *Acipenser gueldenstaedti*, cu o creștere de 25% față de anii precedenți, pentru ca apoi capturile să scadă la 37 tone pentru anii construcției Porțile de Fier II, 1980-1984 (CE, 2005). Același fenomen a fost observat și la barajul Gezhouba pe fluviul Yangtze (Gough et al., 2012). Devine evidentă influența acestor construcții asupra rutei de migrație a sturionilor: barajele nu sunt prevăzute cu pasaje pentru facilitarea migrației piscicole și speciile migratoare nu mai au acces la habitatele naturale de reproducere (dar nici grătarele de la prizele de apă a turbinelor nu oferă protecție pentru formele tinere ale acestor specii, care ar migra înapoi înspre mare).

În prezent, programul guvernului olandez "Partners for Water Programme" finanțează proiectul "Fish migration at the Danube and Iron Gates", care încearcă să ofere elemente importante pentru studiul de fezabilitate în vederea realizării de pasaje pentru migrația faunei acvatice la sistemele hidroenergetice de la Porțile de Fier. O componentă importantă este monitorizarea speciilor țintă în aval de lucrările hidrotehnice, activitate la care participă activ și autorul prezentei teze, rezultatele fiind absolut necesare pentru realizarea unor pasaje eficiente (Suciu et al., 2014). Parteneri în implementarea proiectului sunt Institutul Național de Cercetare Delta Dunării și companiile olandeze Arcadis, Linkit Consult, Wanningen Water Consult și Fish Flow Innovations.

Pragul de fund de pe brațul Bala

Ca urmare a influenței antropice, prin îndiguirea fluviului, în numai 55 de ani s-a triplat secțiunea brațului Borcea (Botzan et al., 1991). La debite mici, prin brațul secundar Bala se scurge 82,3 % din apa Dunării în brațul Borcea și doar 16,4 % rămân pentru brațul principal (MT, 2005), îngreunând navigația pe coridorul navigabil. De aceea, prin programul ISPA EUROPEAID/114893/D/SV/RO Asistență tehnică pentru îmbunătățirea condițiilor de navigație pe Dunăre în România, Măsura 1: "Îmbunătățirea condițiilor de navigație pe Dunăre între Călărași și Brăila și măsuri complementare", s-au început în 2012 lucrările la pragul de fund pe Brațul Bala, cu finalizare prevăzută în 2015.

De asemenea, pragul de fund este necesar și în vederea asigurării apei de răcire la Centrala Nuclearo-Electrică Cernavodă (INHGA 2011).

Nu putem să trecem cu vederea importanța studiilor de biodiversitate care sunt parte integrantă din documentația proiectelor: astfel trebuie menționat că, datorită unor curenți în "Memoriul tehnic necesar emiterii acordului de mediu" din iulie 2005, s-a ajuns la amânarea pentru o perioadă de aproape 7 ani a unor lucrări de o deosebită importanță pentru derularea și dezvoltarea navigației pe fluviul Dunărea. Memoriul tehnic amintit a fost efectuat fără a lua în considerare habitatele și rutele de migrație a diferitelor specii de pești și astfel, sub presiunea specialiștilor

și a mișcării civile, Comisia Europeană a fost nevoită să dispună oprirea lucrărilor și să formuleze anumite recomandări privitoare la monitorizarea faunei, florei, a caracteristicilor și modificărilor hidromorfologice, la măsurile de reducere a impactului, la măsurile de compensare etc.

SHEN propus Portile de Fier III

În 2011, premierul Emil Boc și omologul său sârb, Mirko Cvetkovic, și-au mandatat miniștrii de resort pentru analizarea surselor de finanțare necesare implementării proiectului energetic care ține de Porțile de Fier III la Pesaca / Cozla, "extrem de important pentru securitatea energetică a țărilor noastre și pentru stabilitatea energetică din regiune", după cum a afirmat Boc (<http://www.politicaromaneasca.ro>, <http://www.novosti.rs>).

Hydrocentrala cu pompaj ar fi realizată în patru faze, caracterizate de o putere de 600 – 1200 – 1800 – 2400 MW, cu o producție de 2 – 3.15 – 5.2 – 7.6 miliarde kWh în orele de vârf (www.djerdap.rs).

Barajul propus la Islaz

Fără a fi realizat până în prezent, a fost propusă și construirea unui baraj la Islaz (Turnu Măgurele – Nikopol) (INHGA, 2011c), pentru asigurarea navigației pe 530 km în amonte, la adâncimi peste 3,5 m (SER, 2007).

Barajul propus la Călărași – Silistra

Strategia Energetică a României prevede și reanalizarea oportunității realizării unei centrale hidroelectrice în parteneriat cu Bulgaria la Călărași – Silistra (INHGA, 2011c; SER, 2007).

Barajul propus la Măcin

Pentru valorificarea potențialului hidroenergetic și pentru asigurarea apei de răcire la Centrala Nuclearo-Electrică Cernavodă, una din propuneri este realizarea unei centrale hidroelectrice la Măcin (INHGA, 2011c; SER, 2007), care, la debite minime, ar ridica nivelul apei la Cernavodă cu 8 m (ACN, 2010).

5.2.2.2. Modificări hidrologice rezultate din regularizări, derivații și prize de apă

Dacă ICPDR (2009) identifică în bazinul Dunării 697 de alterări hidrologice, cuprinzând acumulări, extrageri/deversări ape reziduale și unde pulsatorii, 62 dintre ele se află pe Dunăre.

În ceea ce privește teritoriul României, ICPDR (2004) amintește următoarele modificări însemnate:

- hidrocentralele de la Porțile de Fier, afectând tot cursul românesc din amonte, până pe teritoriul Serbiei (Belgrad)

- derivația Ialomița-Motiștea județul Ilfov, care tranzitează debite din râul Ialomița în valea Motiștei pentru irigații;
- derivația Slobozia, județele Călărași și Ialomița, care transferă apă din Dunăre (prizele Modelu și Chiciu) în bazinul Ialomița pentru aprovizionarea Sloboziei;
- prize de apă pentru orașele Călărași, Giurgiu, Galați, Brăila etc
- prize de apă pentru irigații prin sistemele: Sadova-Corabia, Giurgiu –Răzmirești, Gălățui – Călărași, Pietroiu – Ștefan cel Mare, Terasa Brăilei, Carasu (cu apa din canalul Dunăre – Marea Neagră)
- Canalul Dunăre - Marea Neagră, cu o lungime de 64 km, asigurând cu apă din Dunăre folosințe complexe: navigație, apă de răcire la Centrala nucleareo-electrică Cernavodă, alimentarea municipiului Constanța cu apă industrială și potabilă (priza Gogoșu).

Intenția de a lega Dunărea cu Marea Neagră s-a născut cel târziu în timpul administrației otomane, pentru a fi apoi reluată de Ion Ionescu de la Brad, și chiar concretizată printr-un proiect de către Jean Stoenescu-Dunăre la 1927. Cu o lungime de 65 km, Canalul Dunăre Marea Neagră a fost început în 1949 pentru a intra în așteptare din 1953 până în 1975 și pentru a fi apoi inaugurat în anul 1984. Acest canal scurtează legătura dintre porturile Călărași și Constanța cu aprox. 400 km, fiind astfel parte integrantă a conexiunii Marea Neagră – Marea Nordului între Constanța și Rotterdam, după ce în 1992 a fost deschis și canalul Main – Rin.

Chiar dacă parțial construcția se suprapunea peste Valea Carasu, a fost necesară dislocarea a peste 300 milioane mc de pământ și rocă și s-au turnat peste 4 milioane mc de beton și beton armat.

Pe lângă funcția de legătură navigabilă, Canalul Dunăre-Marea Neagră este și sursa de apă pentru centrala atomo-electrică de la Cernavodă, precum și structura principală a sistemului de irigații Carasu, proiectat pentru irigarea unei suprafețe de 202.386 ha a Dobrogei.

Prin Canalul Dunăre - Marea Neagră, debitul posibil de captat din Dunăre este de cca 330 mc/s, aceasta la niveluri mici (Blidaru et al., 2011), adică peste 5% din debitele medii de apă.

Trebuie menționat că prin construcția cursului artificial de apă Canalul Dunăre - Marea Neagră s-a produs și o semnificativă fragmentare a habitatelor terestre: practic au fost izolate populațiile din partea nordică de cele din partea sudică a podișului Dobrogei. Este posibil ca urmările acestei fragmentări să pară pe moment nesemnificative, dar experiența arată că anumite consecințe se pot manifesta chiar și după mai multe decenii (EEA, 2011).

Neluând în calcul pierderile umane și sociale sau cele provocate sistemelor și peisajelor naturale, amortizarea investiției de cca 3 miliarde de euro, contrar previziunilor inițiale, de 50 de ani, s-ar putea întinde pe o perioadă de câteva sute ani, care oricum depășesc durata de viață a canalului (<http://business.rol.ro>).

5.2.2.3. Deconectarea luncii inundabile

Intervențiile antropice care duc la deconectarea luncii inundabile, cum ar fi lucrările de oprire a eroziunii laterale, stopează schimbările naturale ale râului cu

aceste habitate, având mai multe consecințe: împreună cu lucrările de dragare sunt eliminate elemente importante ale circuitului ecologic, ducând la o uniformizare a habitatelor acvatice; pe de altă parte însă, pot provoca și o eroziune și o adâncire accentuată a albiei în aval, astfel încât să intervină o nouă separare a râului de lunca inundabilă (ICPDR, 2008). Și Jungwirth (2007) arată că decuplarea luncii inundabile are ca efect deteriorarea integrității ecologice prin agradarea la inundații, incizia albiei sau coborârea nivelului apei freactice.

Lunca Dunării din România fiind afectată în principal de îndiguirile pentru producția agricolă, INCDD (2008) constată mai multe consecințe: aridizarea și salinizarea solurilor, afectarea schimbului de ape, diminuarea habitatelor pentru păsări, modificarea structurii și compoziției floristice, întreruperea accesului peștilor la habitatele de reproducere, pierderea materiei organice datorită mineralizării, încetarea funcției de filtrare a sedimentelor și nutrienților aduși de apa de inundație. La nivel de bazin, incluzând lunca Dravei, Savei și a Tisei, 79.406 km² respectiv 10% din suprafața întregului bazin dunărean reprezintă **lunca inundabilă istorică** (fig. 5.6). Această suprafață este egală cu teritoriul Austriei. În prezent lunca inundabilă mai ocupă doar 19,5 % din suprafețele istorice, respectiv 15.542 kmp (Schwarz, 2010).

Lunca inundabilă istorică a Dunării măsoară 26.633 km² (3 % din suprafața bazinului hidrografic al Dunării), ajungând să acopere în prezent 32 % din suprafețele istorice, respectiv o suprafață de 8.561 km². Oricum, din aceste suprafețe, 1.724 kmp sunt acoperiți de suprafața de apă a Dunării (Schwarz, 2010).

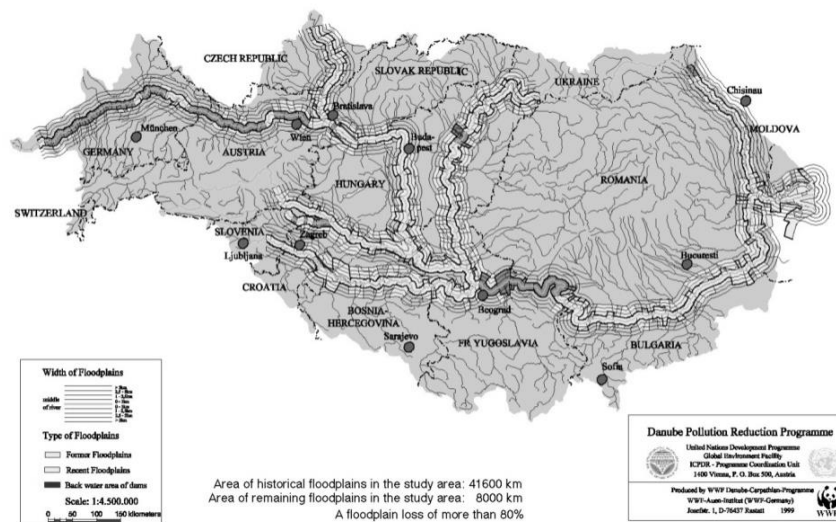


Figura 5.6. Dimensiunea actuală și istorică a luncii inundabile, cu sectoarele influențate de acumulări, sursa: WWF (2010).

120 5. Studiul de caz 1: Bazinul Dunării

După cum este ilustrat și în fig. 5.6, se poate rezuma că, la nivel de bazin hidrografic, pierderea luncii inundabile este de 80 %, chiar dacă strict pe fluviul Dunărea pierderea luncii inundabile are valori mai scăzute, de 68 %.

De aceea, dacă ne îndreptăm atenția asupra tributurilor Dunării, situația poate deveni dramatică: de exemplu râul Tisa, pentru care există asemenea date, a fost separat de mare parte din lunca inundabilă prin îndiguire, dar la aceasta se adaugă și o scurtare a cursului de la 1.400 de km la aprox. 900 km (Schwarz, 2010).

În 1959 Lunca inundabilă a Dunării măsura între Baziaș și Tulcea nu mai puțin de 553.400 ha, semnificativ mai mult decât pe teritoriul țărilor vecine și prezenta lățimi variabile, între 1 și 6 km la Turnu Severin și până la 24 km la Balta Brăilei. În prezent însă procentul de îndiguiri este de 73% pe sectorul Porțile de Fier – Călărași, 92 % pentru Călărași - Brăila și 83% pentru sectorul Brăila – Ceatalul Ismail (Blidaru et al, 2011).

În plus, în România se află 87 de localități în lunca inundabilă a Dunării, dintre care 84 se situează în 26 de incinte îndiguite, cu diguri supraînălțate prin care se asigură apărarea la viiturile istorice ale Dunării (INCDD, 2008), iar celelalte 3 localități au fost prevăzute cu diguri individuale.

În ultima vreme se apelează tot mai mult la conceptul "spațiu pentru râuri" (*room for rivers*). Aceasta nu este doar un rezultat al mișcării iubitorilor de natură, care disprețuiesc peisajul antropizat. Deși fenomenul a fost anticipat de Grigore Antipa încă de peste 100 de ani și s-a materializat prin numeroase inundații, de ex. din Olanda în anii 1993 și 1995, cu evacuarea a 200.000 de locuitori, în prezent s-a constatat că lucrările hidrotehnice aplicate după concepția clasică nu numai că nu oferă siguranță în fața apelor, ci uneori chiar exacerbează fenomenele naturale. Astfel obiectivele principale ale abordării "spațiu pentru râuri" sunt siguranța și calitatea spațială. Având în vedere că râul natural este de fapt un proces continuu, și nu un corp de apă strict delimitat de malurile actuale, se poate afirma că elementul siguranță privește în special populația. Însă calitatea spațială este foarte căutată de oameni, totodată reflectând starea de sănătate a sistemelor naturale, care la rândul lor influențează și starea populației.

Chiar dacă pe teritoriul României se cunosc lucrări de îndiguire din antichitate, în România s-a dorit o abordare sistematică și de mare anvergură începând cu prima parte a secolului XX. Pe baza unor lucrări experimentale, acad. Anghel Saligny și acad. Gheorghe Ionescu – Șișești pun bazele teoretice și legale a îndiguirilor pe Dunăre, însă fără a aprecia impactul asupra biodiversității. Ca răspuns, întemeietorul școlii românești de hidrobiologie, acad. Grigore Antipa (1910) reacționează în lucrarea *Regiunea inundabilă a Dunării. Starea ei actuală și mijloacele de a o pune în valoare* vehement în fața intenției de îndiguire: "Îndiguirea Dunării ar duce la consecințe incalculabile căci bălțile cele mari formează un tot organic cu fluviul pe care separându-le le-am transforma în mlaștini neproductive" și "A seca bălțile fără a le înlocui cu alte izvoare de umiditate cel puțin egale cu ele ar fi să producem un dezechilibru în economia naturii, care ar avea efecte periculoase

pentru viitorul agriculturii cât și în general pentru clima regiunii și a tot ce ține de dânsa”.

Inițial s-a ajuns la un compromis între viziunea inginerescă și cea a naturalistului Grigore Antipa, executându-se îndiguiri submersibile. Dar, după ce varianta de compromis a digurilor submersibile nu a corespuns cerințelor epocii, s-a trecut la ridicarea a 1.200 km diguri insubmersibile, realizându-se îndiguirea a 462.000 ha amonte de vărsarea Prutului, din totalul luncii de 573.000 ha, cu o intensitate maximă a construcțiilor între anii 1962-1966, lucrări care au dus la modificări hidrologice însemnate, ca de exemplu triplarea secțiunii Brațului Borcea în doar 55 de ani (Botzan et al., 1991).

Viziunea din spatele acestor îndiguiri era utilizarea cât mai eficientă a terenurilor agricole câștigate, ceea ce implica drenarea suprafețelor, pomparea apei din incinte, dar și irigarea în cazul deficitului hidric instalat, irigare ce nu putea fi efectuată folosind amenajările pentru drenare. Totodată, încetând aportul de aluviuni pe terenurile agricole, s-a constatat și necesitatea fertilizării artificiale. Pe de altă parte 3-4% din terenurile ameliorate au suferit sărăturări accentuate, iar alte 8-10 % sunt periodic afectate de excesul de umiditate (Hera Cristian în Blidaru et al, 2011).

Mai mult, prin dispariția luncii inundabile, s-au pierdut și habitatele de reproducere a unor specii valoroase și productive de pești, necesitând înființarea unor pepiniere de puiet pentru înmulțirea artificială a populațiilor de pești.

În plus față de aceste intervenții, prin ridicarea treptelor hidroenergetice au dispărut o serie de ostroave și odată cu aceasta și însemnate habitate de reproducere a peștilor, absentă fiind și dinamica naturală a nivelului apei pe porțiunea acumulărilor.

Convențional, regimul anilor 1921 – 1960 se poate considera ca stare de referință pentru a putea înțelege modificările survenite, deoarece îndiguirile submersibile au atins în 1949 doar 10.200 ha, iar în 1960 84.600 ha sau 19% din potențialul Luncii Dunării (Botzan et al, 1991).

Pentru o mai ușoară vizualizare a transformărilor suferite, în figurile 5.76 și 5.8 sunt redată alăturat hărțile din 1880 și imagini satelitare actuale ale luncii inundabile a Dunării la Călărași, respectiv Brăila. Sunt evidente gradul de desecare și proliferarea agriculturii pe aceste terenuri.



Figura 5.7. Lunca inundabilă la Călărași la 1880 (stânga) și în anul 2009 (dreapta). Sursa: A Monarchia III. Katonai felmerese 1910, resp. Google Earth.



Figura 5.8. Lunca inundabilă la Brăila în 1880 și în anul 2011. Sursa: A Monarchia III. Katonai felmerese 1910, resp. Google Earth.

5.2.2.4. Alterarea transportului sedimentelor în suspensie

Lucrările efectuate în ultimii 150 de ani pentru controlul torenților, dragare și hidroenergie, stabilizarea malurilor, dar și reducerea cu 90% a luncii inundabile au ca efect un regim perturbat și sever alterat al transportului aluvionar, astfel încât pe Dunărea inferioară, suspensiile transportate în prezent reprezintă numai 30 % din cantitatea inițială (ICPDR, 2009).

Este cunoscut faptul că acumulările, datorită vitezelor mici de curgere, constituie bazine de reținere a aluviunilor în suspensie, iar în avalul barajelor această lipsă de transport trebuie compensată prin lucrări artificiale de stabilizare a albiei și de multe ori rezultă în adâncirea albiei, care în porțiunea românească ia o amploare de 2-3 cm / an (ICPDR, 2009).

De asemenea, reducerea cantității de sediment are ca urmare și o reducere a capacității de autoepurare a râurilor, deoarece cantitatea de poluanți adsorbită la suprafața particulelor în suspensie este la rândul ei mult mai mică.

Pe de altă parte, decantarea sedimentelor în acumulările artificiale necesită dragarea intensă, în special pentru asigurarea unei adâncimi minime pentru navigație. În practica curentă din România, materialul dragat nu se reintroduce în circuitul natural al râului, reprezentând astfel un deficit în bugetul sedimentelor. Datorită agradării, SHEN Porțile de Fier nu a mai putut îndeplini rolul de atenuator al viiturii, cauzând în 2006 niveluri crescute pe Dunăre și afluenți în amonte de baraj (Schwarz, 2006).

Și pe viitor se preconizează lucrări ce vor afecta negativ cantitatea de aluviuni transportată: deja au fost stabilite diferite măsuri pentru îmbunătățirea condițiilor de navigație pe Dunăre, prin care se prevăd amenajări de atenuare a eroziunii malurilor (Blidaru, 2011).

Aceeași problemă, a deficitului de sediment în suspensie, afectează nu numai ecosistemele dunărene, ci influențează negativ chiar și zona de coastă a Mării Negre: însemnate procese de eroziune au loc la țărmul Mării Negre datorită numeroaselor lucrări hidrotehnice de pe Dunăre, aflate la sute sau chiar mii de kilometri distanță (ICPDR, 2009).

5.2.2.5. Exploatarea resurselor minerale

O presiune importantă o exercită și lucrările de extragere a produselor balastiere din albia minoră, deoarece pot provoca diferite efecte negative, precum: modificarea regimului natural al curgerii apei, declanșarea și amplificarea unor procese de eroziune, modificarea regimului apelor subterane etc (Blidaru, 2011).

De asemenea, lucrările de extracție distrug și habitate pentru diferite specii, cum s-a întâmplat și la km 373 al Dunării, unde a fost distrus unul din puținele locuri de reproducere al sturionilor (CE, 2005).

În 2012, planurile de management ale bazinelor hidrografice din România încă nu cuprindeau o situație despre volumele de balastu extrase din Dunăre, precum nu prezentau nici date asupra dimensiunii acestei presiuni în viitor.

5.2.2.6. Specii invazive

Cu toate că sunt de multe ori trecute cu vederea, ba chiar uneori sunt introduse intenționat pentru a obține producții sporite, speciile invazive afectează în mod direct biodiversitatea naturală (Pârvulescu et al, 2009), însă pot provoca modificări însemnate a hidromorfologiei apelor: un astfel de exemplu poate fi o plantă nativă în bazinul Amazonului, dar prezentă deja și în bazinul Dunării, *Eichhornia crassipes*, o plantă care se dezvoltă foarte rapid, putându-și dubla populația în 12 zile, provocând pagube majore prin blocarea canalelor, limitarea traficului, a pescuitului și a recreației, precum și prin blocarea pătrunderii oxigenului și a razelor solare în apă (ICPDR, 2008a).

5.2.2.7. Poluarea

Despre acest subiect trebuie menționat că intensitatea poluării apelor a fost substanțial redusă în ultimii 20 de ani, pe de o parte datorită încetării producției unor mari poluatori în est, pe de altă parte datorită implementării unor măsuri de reducere a emisiilor; totuși dimensiunea poluării nu a scăzut sub aceea a anilor 1960 (ICPDR, 2005). Reducerea poluării este esențială pentru asigurarea habitatelor necesare faunei acvatice, dar și pentru asigurarea unui coridor de migrație, deoarece impactul deversărilor este maxim în punctul de deversare și poate reprezenta o barieră "chimică" sau chiar "termică", chiar dacă măsura poluării scade cu diluarea care se petrece în mod natural în râu, pe cursul din aval.

În perioada de doctorat am avut prilejul să particip în echipa de cercetare în proiectul derulat în UPT, PN-II-PT-PCCA-2011-3.1-1129, efectuând o modelare și simulare a biodegradării apelor uzate, cu avantajul producerii biohidrogenului ca sursă alternativă de energie. Fără a prezenta detaliile experimentale, trebuie menționat că, pentru stația municipală de epurare din Timișoara, pentru compoziția actuală a apelor reziduale, rezultatele modelării arată că se poate obține o producție

de biohidrogen de 25 până la 45% din gazele obținute prin fermentare, în paralel cu o scădere semnificativă a poluanților în deșeurile rezultate (Boboescu et al., 2014).

5.2.3 Arii protejate

Tabelul 5.1 ilustrează faptul că majoritatea luncii inundabile și a zonelor umede de-a lungul Dunării sunt sub o formă sau alta protejate prin convenții internaționale sau prin legislația românească. De altfel, Declarația Coridorului Verde al Dunării Inferioare recunoaște și subliniază importanța acestui fluviu pentru conservarea biodiversității în Europa.

Pe lângă parcurile naturale și naționale, o importanță tot mai mare o au ariile protejate ca urmare a transpunerii a Directivei Consiliului Europei 79/409 EEC privind conservarea păsărilor sălbatice adoptată la 2 aprilie 1979 (**Directiva Păsări**) și a Directivei Consiliului Europei 92/43 EEC referitoare la conservarea habitatelor naturale și a florei și faunei sălbatice adoptată la 21 mai 1992 (**Directiva Habitate**). Ca urmare a implementării acestor două directive s-a desemnat rețeaua europeană Natura 2000, desemnată în principal pentru conservarea păsărilor sălbatice și a habitatelor naturale. De fapt, una din rațiunile acestor directive este crearea unei rețele de situri conectate geografic, ca de exemplu habitatele aflate în preajma Dunării. Aceste două directive au fost transpuse în România prin Ordonanța de Urgență nr 57/2007 și prin Legea 49/2011, iar în prezent 42.000 km² din cei 238.391 km² ai României se află în situri comunitare (ECom, 2012).

Ariile protejate de-a lungul cursului românesc al Dunării sunt enumerate în tabelul 5.1, trebuind menționat faptul că Ministerele Mediului din România și Bulgaria, Moldova și Ucraina au semnat Declarația Coridorul Verde al Dunării Inferioare, recunoscând necesitatea și responsabilitatea de a conserva și gestiona în mod sustenabil una dintre regiunile cu cea mai mare biodiversitate din lume.

Trebuie precizat că România nu este singură în aplicarea acestor măsuri de conservare, Bulgaria de asemenea implementează Directivele Păsări și Habitate, având pe teritoriul țării areale dintre cele mai naturale de pe întreg cursul Dunării (ICPDR, 2004). O serie de insule, cele mai importante situate la Belene, precum și mlaștinile Kalimok, la fel ca și pădurile din lunca inundabilă a insulelor Dunării adăpostesc habitate și specii importante la nivel global, aici existând un mozaic de arii protejate sub diferite umbrele: situri Ramsar, Patrimoniul Mondial, parcuri naturale și naționale, situri Natura 2000, dar și Coridorul Verde al Dunării Inferioare.

La nivelul întregului curs al Dunării, 73% din lunca inundabilă activă se află sub o formă sau alta de protecție, subliniind astfel importanța funcției de coridor biologic al Dunării (Schwarz, 2010).

Tabelul 5.1. Principalele arii protejate de-a lungul Dunării românești, fără Delta Dunării, după ICPDR (2008).

Tipul ariei protejate	Nume	km fluvial
Parc Natural	Porțile de Fier	1073 - 973
Coridor Verde	Coridorul Verde al Dunării inferioare	943 - 0
SPA	Gruia-Gârla Mare	823
SPA, SCI	Maglavit	810-805
SPA	Calafat - Ciuperceni - Dunăre	795 - 743
SCI	Ciuperceni - Desa	795 - 743
SPA	Lacul Bistreț	743 - 703
SCI	Bistreț - Jiu - Corabia	720 - 630
SPA	Confluența Jiu - Dunăre	700 - 690
SPA	Dăbuleni	690 - 630
SCI	Corabia - Turnu Măgurele	630 - 597
SPA	Confluența Olt - Dunăre	607 - 603
SPA	Lacul Suhaia	576 - 560
SPA, rezervație naturală	Insula Gâsca	540 - 539
SPA	Vedea -Saica - Slobozia	540 - 495
SPA	Ostrovu Lung - Goștinu	470 - 465
SPA	Dunăre -Oltenița	430 - 425
SPA	Oltenița - Ulmeni	425 - 420
SPA	Dunăre - Ostroave	394 - 300
SPA	Brațul Borcea	370 - 239
SPA	Dunăre Danarale Hârșova	260 - 255
SPA	Brațul Dunărea Veche Măcin	240 - 160
SCI, SPA, rezerv. naturală, sit Ramsar, rezervație a biosferei	Insula Mică a Brăilei	235 -205
SPA	Măcin - Niculițel	160 -100

SPA -Special Protected Areas - Arie de protecție specială avifaunistică potrivit Directivei Habitats;

SCI - Sites of Community Interest - Sit de importanță comunitară potrivit Directivei Habitats.

5.3. Concluzii parțiale

Cursul natural al unui râu este într-o dinamică continuă, creând în permanență noi habitate, pentru ca acestea să-și urmeze cursul natural de transformare prin succesiuni faunistice și floristice diferite. Înțelegerea acestui fenomen este esențială pentru o abordare corectă a restaurării habitatelor unui râu.

126 5. Studiul de caz 1: Bazinul Dunării

Pe parcursul acestui capitol au fost prezentate diferite presiuni care au făcut ca în prezent, datorită modificărilor hidromorfologice, anumite corpuri de apă ale Dunării să prezinte riscul de neatingere a obiectivelor de mediu stabilite în Directiva Cadru Apă și întreaga Dunăre românească să fie încadrată ca "puternic modificată" (Molnar et Man, 2012).

Apreciind eforturile depuse în lucrările de apărare împotriva inundațiilor, trebuie menționat că, după perioada de vârf a acțiunii de îndiguire, care trebuia să ofere siguranță în fața apelor, în anii 1970 – 2008 pe teritoriul României au fost totuși inundate 231.613 locuințe (INHGA, 2012), cu pierderea a numeroase vieți omenești și cu pagube materiale însemnate. Această realitate trebuie să producă o schimbare a abordării a acestui subiect, a abandonării strategiei tradiționale de apărare împotriva inundațiilor, ceea ce s-a și inițiat prin asumarea obiectivelor Directivei Cadru Apă, Directivei Inundații și a tuturor celorlalte convenții și memorandumuri, prin adoptarea strategiilor "mai multă natură pentru mai multă siguranță" și "componenta naturală a managementului inundațiilor". Această necesitate este accentuată de faptul că 73% din suprafețele românești ale luncii Dunării, adică 418.543 ha sunt caracterizate de urmările influenței antropice printr-o fază de instabilitate în evoluția reliefului datorită eroziunii, în condițiile absenței unei păături permanente de vegetație (INCDD, 2008).

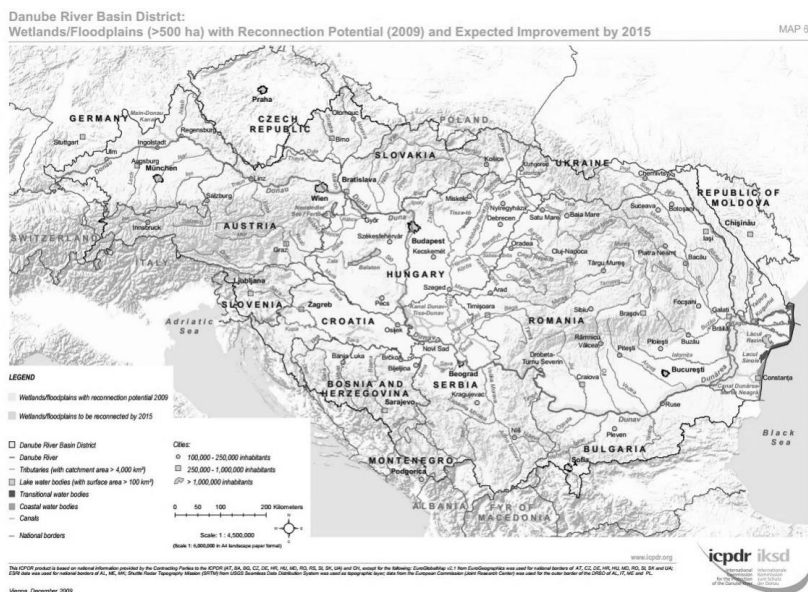


Figura 5.9. Suprafețele identificate cu potențial de reconectare la nivelul anului 2009 și cele care urmează să fie reconectate până la 2015. Sursa: ICPDR (2009).

De o deosebită importanță este înțelegerea faptului că Directivele Cadru Apă și Inundații pornesc de la nevoi diferite, însă abordează problema naturii și a populației într-un mod complementar, fără a exista o contradicție între obiectivele și instrumentele celor două Directive.

Astfel, după cum este prevăzut în Planul de Management Bazinal al Districtului Dunării și ilustrat și în fig 5.9, până în anul 2015, la nivel de bazin sunt prevăzute 62.300 ha pentru a fi reconectate cu ecosistemul reprezentat de fluviu și pentru a se îmbunătăți regimul hidrologic.

Dacă la nivelul Dunării, circa 68% din lunca inundabilă istorică a fost pierdută, se estimează că potențialul de reconectare se află la 24% din suprafața inițială, cu mare parte a acestui potențial în România, de 473.556 ha, cu cea mai mare suprafață, de 70.925 fiind Insula Mare a Brăilei (Schwarz, 2010). Astfel, această pierdere ar fi redusă la aproximativ jumătate (44%).

WWF (2006) identifică printr-un studiu potențialul de reconectare al luncii Dunării inferioare la 90.000 ha și precizează faptul că la inundațiile din 2006 au stat sub ape 40% din aceste suprafețe, subliniind încă odată eficiența redusă a măsurilor tradiționale de apărare împotriva inundațiilor.

Alături de lunca inundabilă, un alt subiect presant este fauna piscicolă. Astfel, am arătat că în special sturionii sunt afectați de construcțiile hidrotehnice pe Dunăre, în special de către barajele de la Porțile de Fier și Gabčíkovo, care reprezintă piedici de netrecut în calea lor naturală către habitatele de reproducere. Impactul este atât de sever, încât România, alături de Serbia și Bulgaria a renunțat la pescuitul acestor specii. Începând din 2002, Kynard și colaboratorii au sesizat iminența colapsului populațiilor de sturioni, dacă se continuau practicile de pescuit. Primul pas, de interdicere a recoltării sturionilor, fiind făcut, este necesar a se controla braconajul și a restabili conectivitatea longitudinală a Dunării, pornind de la complexul Porțile de Fier. Îndepărtarea barajelor nefiind o soluție economică (CE, 2005), va trebui căutată o cale de a facilita pasajul peștilor. Sunt puse în discuție pasaje tehnice, chiar și elevatoare de pești, dar și pasaje semi-naturale. Transportarea în rezervoare a peștilor prin ocolirea barajului nu este o soluție viabilă datorită dimensiunii sturionilor, dar și deoarece s-a constatat că datorită stresului cu care este asociată manipularea, majoritatea migratorilor își întrerup călătoria, pornind spre aval (Kynard et al, 2002; Suci, comunicare personală). Bineînțeles că va fi necesară o monitorizare atentă a sturionilor, poate chiar și anumite programe de repopulare.

Măsurile de ameliorare a hidromorfologiei vor trebui însă să fie corelate și cu o scădere a poluării apei, deoarece fluviul reprezintă un ecosistem complex, iar fiecare componentă în parte poate afecta șansa de supraviețuire a diferitelor stadii ale peștilor. Totuși, după cum am prezentat și în capitolele precedente, presiunile asupra habitatelor Dunării sunt departe de a înceta: datorită creșterii prognozate a populației, cu siguranță va avea loc o dezvoltare a industriei, a agriculturii, a transporturilor etc.

Navigația, este susceptibilă să afecteze porțiuni însemnate ale cursului Dunării, care până în prezent au păstrat un mare grad de naturalitate. Dacă un convoi de barje are o capacitate de 3.000 până la 12.000 tone, un tren de marfă poate transporta 1.500 – 2.000 t, iar un camion 15 – 30 t, și, dacă se are în vedere că pe apă coeficientul de utilizare a puterii este 4 – 5 t/cp, de 1 t/cp la transportul feroviar și 0,06 t/cp la cel rutier, în condițiile prețurilor actuale ale combustibililor

este firesc să se insiste asupra dezvoltării navigației. Iar pentru a satisface cerințele de navigabilitate permanentă și în siguranță a Dunării sunt necesare și lucrările hidrotehnice aferente.

În același context al crizei energetice, este firesc să crească și cerințele pentru exploatarea hidroenergetică, energia apei fiind considerată una regenerabilă. Dar, după cum am arătat, habitatele modificate de aceste proiecte nu pot fi considerate regenerabile. Practic, orice habitat scos din contextul său natural, nu poate să revină la 100% din structura și funcționalitatea sa inițială, nici prin alocarea unor sume uriașe pentru restaurare.

După cum a fost descris și în capit. ., baza legală există deja pentru protejarea, conservarea și restaurarea habitatelor, însă punerea în practică a acestora poate dura ani sau chiar generații. De aceea, consultarea și informarea publicului și a populației afectate în mod direct sunt esențiale, la fel cum este deosebit de importantă educația – în toate formele – pentru generațiile actuale și viitoare. De asemenea, societatea civilă din România a reușit să coordoneze diferite programe, să acceseze diferite fonduri și să manifeste deja o maturitate în abordarea problemelor de mediu, uneori cu efecte la cel mai înalt nivel, ba chiar și internațional. Aici se pot menționa "Proiectul Dunărea Verde" inițiată de Fundația Națională pentru Management Ecologic, programul "Dunărea-Carpați", "Inițiativa Eco-regiunea Carpați", "Convenția Carpatică", "Acordul pentru Coridorul Verde al Dunării Inferioare", "Programul Dunărea Verde" inițiate sau sprijinite de World Wide Fund for Nature (WWF), grupul de lucru pentru microhidrocentrale inițiat de Coaliția Natura 2000 etc.

Pentru viitor va fi necesară o abordare a sistemelor ca un întreg: măsurile locale pot fi un răspuns la probleme cu originea în alte locuri sau domenii, dar pot avea și efecte care depășesc cu mult ținta sau aria de competență. De asemenea, trebuie respectată dinamica sistemelor naturale pentru a putea beneficia de toate serviciile oferite de către acestea. Devine evident că inițiativa europeană de a aborda apele la nivel de bazin este una benefică, punând bazele unor măsuri coerente, bazate pe principii identice, prin comunicare și cooperare. În Planul de Management al Bazinului Dunării este formulată așteptarea ca până în 2015 să existe 108 bariere care pot fi trecute de fauna piscicolă, în timp ce 824 de întreruperi vor persista în bazinul hidrografic al Dunării, urmând ca la acestea din urmă să fie reconstituită conectivitatea până în 2021, respectiv 2027. Totodată, pentru atingerea obiectivelor Directivei Cadru Ape la nivel de bazin, se recomandă ca măsurile să se concentreze pe cursurile prioritare și ca implementarea măsurilor pentru migrația sturionilor și a celorlalte specii migratoare să înceapă numaidecât, pornind cu realizarea studiului de fezabilitate pentru realizarea pasajului peștilor la Porțile de Fier.

6. Studiul de caz 2: Impactul lucrărilor hidrotehnice asupra continuității longitudinale în bazinul Sebeș/spațiul hidrografic Banat

“De obicei este mult mai ieftin să se evite degradarea habitatelor decât să se platească pentru restaurarea ecologică.”
The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2009).

6.1. Descriere generală

Datorită numărului crescând de investiții în energia regenerabilă, numeroase arii protejate se confruntă cu intenția de realizare de microhidrocentrale pe cursul râurilor. Pentru a ilustra situația din teren, cu exemple de investiții realizate atât înainte, cât și după 1989, unele chiar foarte recent, am realizat un studiu pe teren în Situl Natura 2000 Munții Țarcu, arie protejată potrivit legislației naționale, în urma implementării Directivei Habitate a Consiliului European.

Lung de 30 km, **râul Sebeș** ia naștere în masivul Muntele Mic, la confluența pâraielor Cuntu și Craiu. Afluenții sunt toți de dreapta: Pietroasa, Slătioara, Sebeșel, Borlova, Slatina, Turnu și Mâloasa. Se varsă în râul Timiș pe raza municipiului Caransebeș, la 201 m altitudine (fig. 6.1).



Figura 6.1. Imagine satelitară a bazinul hidrografic al râului Sebeș, sursa: Google Earth.

Cu altitudinea maximă de 1802 m, Muntele Mic, alături de celelalte masive din Munții Țarcu, este caracterizat de suprafețe netede, culmi mărginite de căldări glaciare și pășuni alpine. Clima în județul Caraș-Severin este continental moderată, încadrându-se subtipului bănățean, cu influențe submediteraneene. Temperatura medie anuală este în zona de deal și câmpie de 10-11 °C iar în zona montană de 4 – 9 °C (ARPMV5, 2005). Temperatura medie anuală la stația meteo Cuntu este de 5,3 °C. Cantitatea medie de precipitații este de 1101 mm la stația meteo Muntele Mic și 1315 mm la stația meteo Cuntu.

6.2. Documentația și modul de administrare

6.2.2. Modificări hidromorfologice

Studiind planul de management bazinal, informațiile disponibile public și actele de reglementare de la autoritatea de mediu, se poate constata prezența următoarelor presiuni:

6.2.2.1. Centrale hidroelectrice de mică putere (CHEMP) situate în bazinul râului Sebeș (zona Muntele Mic)

Această amenajare hidroenergetică a fost dezvoltată de beneficiarul SC Balkan Hydroenergy SRL și a fost cofinanțată de Uniunea Europeană prin Fondul European de Dezvoltare Rurală cu 13.031.084 lei. Guvernul României a contribuit cu 1.776.966 lei.

Din USI (2008) reiese că proiectul constă din 5 microhidrocentrale, una construită pe râul Cuntu și câte două pe râurile Craiu și Sebeșel (fig. 6.2) (tab. 6.3). Lucrările de proiectare datează din 2008, iar construcțiile au fost finalizate în 2011.

A fost adoptată varianta clasică, cu o captare de tip tirolez dotată **cu o "scară de pești"** (fig. 6.3), un deznisipator, conductă de aducțiune PAFSIN și centrală hidroelectrică care debrușează în același râu.

Tabelul 6.1. Principalele caracteristici tehnice ale celor 5 MHC, după USI (2008).

captarea	cota [mdM]	lungime aducț. [m]	debit mediu Qm [mc/s]	debit instalat Qi [mc/s]	debit salubru Qs [mc/s]
Cuntu	833	3513	0,506	0,8	0,048
Craiu 1	1010	655	0,465	0,7	0,010
Craiu 2	833	2425	0,5	0,8	0,034
Sebeșel 1	810	1440	0,639	0,9	0,059
Sebeșel 2	665	2310	0,5	0,8	0,066

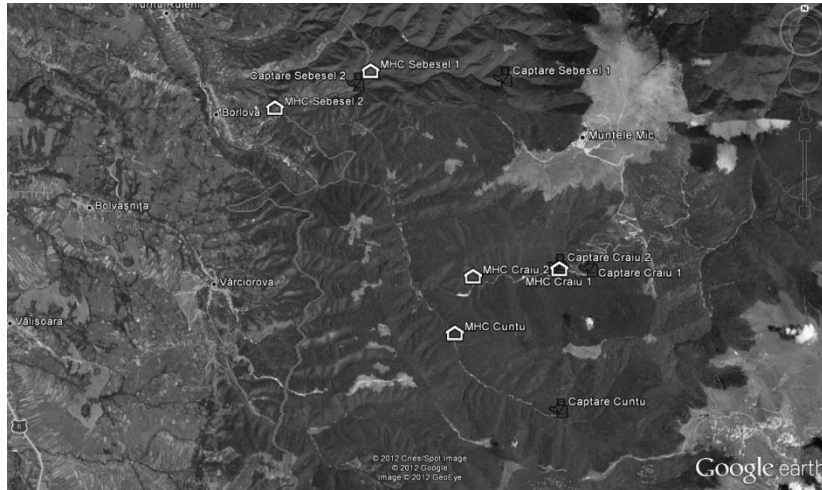


Figura 6.2. Amplasarea captărilor și a microhidrocentralelor în cadrul amenajării "Centrale hidroelectrice de mică putere (CHEMP) situate în bazinul râului Sebeș". Imagine satelitară: Google Earth.



Figura 6.3. Captarea pentru MHC Cuntu, prevăzută cu "scară de pești" pe malul stâng. 21.10.2012. Foto: P. Molnar.

6.2.2.2. AHE Bistra-Poiana Mărului-Ruieni-Poiana Rusca

Parte integrantă a SC Hidroelectrică SA București, Sucursala Hidrocentrale Caransebeș a început la sfârșitul anilor '60 "Amenajarea Hidroenergetică Bistra-Poiana Mărului-Ruieni-Poiana Rusca" ce implica 3 căderi cu 3 acumulări, 3 centrale

de mare capacitate, 3 CHEMP-uri cu o putere instalată totală de 275 MW și o energie medie anuală de 560 GWh/an (fig. 6.4) (<http://www.caransebes.ro/hidrocentrala>).



Figura 6.4. Amplasarea captărilor secundare din bazinul Sebeș a "AHE Bistra-Poiana Mărului-Ruieni-Poiana Ruscă".

Nouă captări secundare urmau a fi efectuate în bazinul Sebeșului (tab. 6.2), la 642 – 665 m altitudine, numai 4 fiind finalizate în 2012, **fără a fi dotate cu pasaje pentru pești** (fig. 6.5). Alte două captări au fost realizate la sfârșitul anului 2012, una fiind dotată **cu trecătoare de pești**. Cu excepția captării Slatina, toate celelalte prize de apă se află pe teritoriul Sitului Natura 2000 Munții Țarcu.

Centrala către care sunt derivate și aceste debite are un debit instalat de 55,4 mc/s, debrușează în lacul tampon Zervești, și acesta la rândul său în râul Sebeș, la o altitudine de 250 m. Din nou, debite din râul Sebeș sunt prelevate pentru suplimentarea energiei obținute de o MHC la debrușarea lacului Zervești.



Figura 6.5. Captarea Sebeșel 1 (neutilizată la data respectivă) "AHE Bistra-Poiana Marului-Ruieni-Poiana Rusca" fără pasaj pentru migrația faunei acvatice. 25.10.2012. Foto: P. Molnar.

Tabelul 6.2. Captările AHE Bistra-Poiana Mărului-Ruieni-Poiana Rusca în bazinul Sebeș.

captarea	cota [mdM]	debit mediu Q _m [mc/s]	debit instalat Q _i [mc]
Cuntu	665	0,506	0,458
Râul Mic (Craiu)	661	0,500	0,393
Pietroasa*	657		0,093
Pietroșița*	656		0,029
Sebeșel I	649	0,500	0,234
Sebeșel II*	650		0,081
Borlova	646		0,185
Borlovița	642		0,066
Slatina	644		0,200

* nerealizate

6.2.3. Administrarea corpurilor de apă

La fel ca toate apele de pe teritoriul țării, cursurile de apă din acest bazin hidrografic sunt administrate de către Administrația Națională "Apele Romane". Aflându-se însă într-o arie protejată, aceste ape se află suplimentar și pe agenda de lucru a Administrației Sitului Natura 2000 Munții Țarcu.

6.2.3.1 Planul de management bazinal

Toate corpurile de apă din acest bazin sunt încadrate în tipologia RO01a - curs de apă situat în zonă montană, piemontană sau de podișuri înalte, geologia

134 6. Studiul de caz 2: Bazinul Sebeș

silicioasă, tipul biocenotic potențial – fauna piscicolă: păstrăv, lipan, clean. Trebuie menționat că obiectivele de mediu pentru corpurile de apă din acest bazin sunt fie **starea ecologică bună**, fie **potențialul ecologic bun** (tab. 6.3), după cum este specificat în planurile de management bazinale (ABAB, 2009), elaborate și publicate în decembrie 2009, ca urmare a implementării Directivei Cadru Ape în România. Delimitarea corpurilor de apă din bazinul Sebeș este ilustrată în fig. 6.6, în timp ce obiectivele de mediu sunt sumarizate în tab. 6.3.

Tabelul 6.3. Corpurile de apă identificate în bazinul hidrografic al râului Sebeș, după ABAB (2009).

curs de apă	cod corp de apă	denumire corp de apă	Obiectiv de mediu		
			stare ecologică	stare chimică	stare globală
Sebeșel	RW5.2.18.1_B1	Sebeșel - am. capt. secundară	SEB	SCB	SB
Borlova (Borlovița)	RW5.2.18.2_B1	Borlova (Borlovita) - am. capt. secundară	SEB	SCB	SB
Sebeșel	RW5.2.18.1_B2	Sebeșel - av. capt. secundară	PEB	SCB	PB
Borlova (Borlovița)	RW5.2.18.2_B2	Borlova (Borlovița) - av. capt. secundară	PEB	SCB	PB
Slatina	RW5.2.18.3_B1	Slatina	PEB	SCB	PB
Sebeș	RW5.2.18_B1	Sebeș - am. cf. Slatina + afluenți	SEB	SCB	SB
Sebeș	RW5.2.18_B2	Sebeș - av. cf. Slatina	PEB	SCB	PB

SEB – stare ecologică bună; SCB – stare chimică bună; SB – stare bună; PEB – potențial ecologic bun; PB – potențial bun

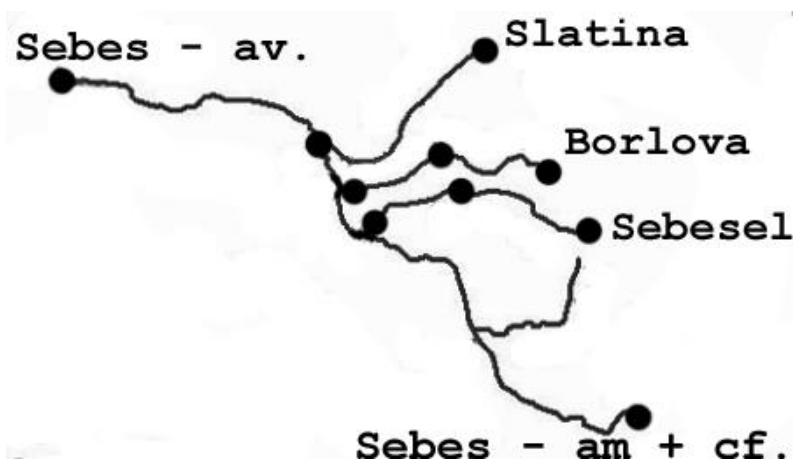


Figura 6.6. Corpurile de apă din bazinul Sebeș, după ABAB (2009). Până la primul afluent, râul poartă denumirea Cuntu, iar primul afluent de dreapta se numește Râul Craiu sau Râul Mic.

6.2.3.2. Planul de management al Sitului Natura 2000

Bazinul superior al râului Sebeș se află în Situl Natura 2000 ROSCI0126 Munții **Tarcu**, iar în zona investițiilor, limita altitudinală inferioară a sitului este în medie 445 m. Astfel, 5 captări ale SC Hidroelectrică SA se află pe raza acestui sit comunitar, precum și construcțiile dezvoltate de SC Balkan Hydroenergy SRL (excepție clădirea MHC Sebeșel 2).

În formularul standard al sitului sunt enumerate speciile din anexa II a Directivei Habitate, prezente în sit: moioagă *Barbus meridionalis*, zglăvoacă *Cottus gobio*, chișcar *Eudontomyzon danfordi*, chișcar *Eudontomyzon vladkovi*, porcușor de vad *Gobio uranoscopus*. Ca alte specii importante sunt listate lipanul *Thymallus thymallus*, obleț *Alburnus alburnus* și mihalț *Lota lota*. Documentele pentru autorizarea investițiilor nu conțin informații despre monitorizarea faunei acvatice și până în prezent nu am putut identifica un studiu științific de inventariere a peștilor mai recent de 40 ani.

Până în 2013, administrația Sitului Natura 2000 nu a întocmit *Planul de management al ariei protejate*. Acest document va trebui să conțină și inventarul faunei acvatice și măsurile pentru conservarea speciilor și habitatelor, precum și monitorizările necesare pentru evaluarea eficienței măsurilor de reducere a impactului (scări de pești etc).

6.3. Evaluarea soluțiilor hidrotehnice pentru asigurarea continuității longitudinale în bazinul Sebeș

6.3.1. Introducere

Acest studiu a fost realizat în urma a numeroase vizite pe teren, cu ocazia cărora am efectuat și măsurătorile necesare. Am utilizat ruletă, nivelă, morișcă hidrometrică și diferite aparate foto pentru documentare. Datele obținute au fost comparate cu cele din planul de management bazinal (ABAB, 2009) și cu cele din actele de reglementare disponibile la Agenția pentru Protecția Mediului Caraș-Severin, pentru proiectul celor cinci microhidrocentrale (USI, 2008).

În prima parte a acestui studiu, caracteristicile obiectivelor au fost analizate grupat, în funcție de operator, deoarece barajele unei investiții au aceleași particularități. În incheierea capitolului se află o analiză conectivității longitudinale pentru fiecare corp de apă în parte.

Trebuie menționat că obiectivele de mediu pentru corpurile de apă din acest bazin sunt fie **starea ecologică bună**, fie **potențialul ecologic bun** (tab. 6.7), iar toate corpurile de apă din acest bazin sunt încadrate în tipologia RO01 "curs de apă situat în zonă montană, piemontană sau de podișuri înalte", tipul biocenotic potențial - fauna piscicolă: păstrăv lipan, clean (ABAB, 2009).

6.3.2. Gater Borlova

În timpul studiilor pe teren, la confluența râurilor Sebeșel cu Sebeș am identificat o barare pentru alimentarea cu apă a unui gater. Căderea măsoară 1,6 – 1,9 m și nu este prevăzută cu pasaj pentru pești.



Figura 6.7. Barare la confluența Sebeșel – Sebeș pentru priza de apă gater, vedere din amonte. 21.04.2012. Foto: P. Molnar.



Figura 6.8. Barare la confluența Sebeșel – Sebeș pentru priza de apă gater, vedere din aval. 06.01.2013. Foto: P. Molnar.



Figura 6.9. Canalul de derivație pentru gater, la confluența Sebeșel - Sebeș . 06.01.2013. Foto: P. Molnar.

6.3.3. Alimentare cu apă potabilă Borlova

O altă barare, și ea relativ veche, a putut fi identificată pe teren, pe râul Sebeș, pentru alimentarea cu apă potabilă a localității Borlova (fig. 6.10). Căderea măsoară 1,2 m și nu este prevăzută cu pasaj pentru pești.



Figura 6.10. Priză pentru alimentarea cu apă potabilă a localității Borlova. 06.01.2013. Foto: P. Molnar.

6.3.4. Proiectul Centrale de mică putere (CHEMP) situate în bazinul râului Sebeș

Proiectul constă din 5 microhidrocentrale, una construită pe râul Cuntu și câte două pe râurile Sebeșel și Craiu. S-a ales varianta clasică, cu o captare de tip tirolez, un deznisipator, conductă de aducțiune PAFSIN și centrală hidroelectrică care debrușează în același râu (tab. 6.4).

În documentația tehnică, toate cele 5 captări au fost prevăzute cu "scară de pești" (RC, 2008), lungă de 28 m, cu câte 12 bazine de o lățime de 1 m, lungime de 1,5 m și o diferență de nivel de 0,5 m între două bazine succesive. Apa urma să curgă dintr-un bazin în următorul prin orificii plasate la fund de 0,2 x 0,5 m, orificiile fiind dispuse alternativ pe partea stângă / dreaptă a jgheabului. În aval, scara de pești a fost proiectată cu un "canal de atragere a peștilor".

De asemenea, în proiect s-a prevăzut că "debitele vor fi reglate printr-un sistem de vane a căror monitorizare va rămâne transparentă" (USI, 2008), iar avizul de gospodărire a apei (DAB, 2008) prevede că "se vor monta instalații de

debitmetrie atât pentru apa captată și uzinată cât și pentru debitul de servitute asigurat în aval”.

Din acest ansamblu rezultă 5 captări, respectiv 5 cursuri de apă totalizând 10.343 m, cu debit de apă mai mic decât cel natural.

Cu excepția clădirii turbinei MHC Sebesel II, toate construcțiile aferente acestui proiect se află în situl Natura 2000 ROSCI0129 Muntii Tarcu .

Pe teren s-au putut observa următoarele:

În primul rând, s-a putut stabili că apa pentru pasajele de pești a fost sistematic oprită prin blocarea fantei pentru scara de pești cu placaj, dulapi, scânduri etc. (fig.6.11). Deoarece **debitul de servitute** este prevăzut a fi asigurat prin pasajul pentru pești, în situațiile în care apa era uzinată, nu mai era tranzitat debitul minim necesar pentru condițiile de viață ale ecosistemelor acvatice (fig. 6.12). Printr-o simplă parcurgere a cursului de râu aval de captare se puteau observa peștii în dificultate datorită lipsei de apă (fig. 6.13). Aceștia mai erau prezenți numai datorită faptului că punerea în funcțiune a fost făcută recent. Pe teren nu s-au putut identifica instalațiile de debitmetrie pentru înregistrarea debitelor de servitute, prevăzute în actele de reglementare.



Figura 6.11 . Fantă pentru pasajul de pești închisă. Captarea Sebesel 2, 25.10.2012. Foto Paul Molnar.



Figura 6.12. Lipsa debitului salubru la captarea Sebeșel 2, 25.10.2012. Foto: Paul Molnar.



Fig. 6.13. Păstrăv pe uscat datorită lipsei debitului de servitute, aval de captarea Sebeșel 2, 25.10.2012. Foto: Paul Molnar.

În al doilea rând, cele 5 pasaje pentru pești nu corespund cu proiectul RC (2008) aflat în actele de reglementare la autoritatea de mediu:

- a) Lățimea scării este de 0,64 m față de 1 m în proiect
- b) Volumul bazinelor este de 4 - 5 ori mai mic decât în proiect, bazinele nefiind dimensionate la necesarul speciilor din acest etaj.
- c) Numărul bazinelor nu corespunde cu proiectul.

- d) Lungimea totală a scării nu corespunde cu proiectul.
- e) apa circulă între bazine prin niște fante verticale de 0,2x0,38 m, scara din proiect fiind prevăzută cu goluri (orificii) situate la fund de 0,2x0,5 m
- f) Scara de pești se finalizează în aval la nivelul radierului de beton și nu la marginea disipatorului (la nivelul talvegului), așa cum este prevăzut în proiect (fig. 6.14).
- g) De asemenea nu s-a dotat scara de pești cu un canal de atragere a peștilor, cum este prevăzut în proiect. Astfel în avalul scării, peștii se presupune că ar trebui să parcurgă platoul format de radier (fig. 6.15), cu apa adancă de câțiva centimetri – în cazul în care există.
- h) Disipatorul de energie nu este la nivelul talvegului, cum este prevăzut în proiect, formând o treaptă suplimentară în calea peștilor (fig. 6.17).



Figura 6.14. Captarea Sebeșel I, nivel de apă scăzut pe radierul de beton, chiar și în cazul în care MHC este oprită. Scara de pești nu este alimentată cu apă, 25.10.2012. Foto: P. Molnar.



Figura 6.15. Captarea Sebeșel I, nivel de apă scăzut pe radierul de beton, chiar și în cazul în care MHC este oprită. 25.10.2012. Foto: P. Molnar.



Figura 6.16. Captarea Craiu 1, pasajul pentru pești și disipatorul de energie. „Scara de pești” nu este racordată la albia râului, iar disipatorul de energie formează o cădere suplimentară. 21.04.2012. Foto: P. Molnar.



Figura 6.17. Captarea Craiu 2, disipatorul de energie – obstacol în calea migrării, debitul de servitute lipsește, 25.10.2012. Foto: P. Molnar.

Din cele enumerate mai sus se poate observa cu ușurință că pasajele realizate nu sunt de tipul și dimensiunile scării de pești din planurile atașate la documentația de reglementare depusă la autoritatea de mediu. Pasajul din teren are unele caracteristici ale pasajelor cu fantă verticală, în timp ce pasajul din documentația tehnică este unul cu bazine prevăzute cu orificii.

În urma măsurărilor, în aceste pasaje se pot constata caracteristicile redată în tabelul 6.4, în care – pentru comparație – sunt reproduse și dimensiunile recomandate pentru acest tip de ape în ghidul de bune practici FAO/DVWK (2002).

Tabelul 6.4. Caracteristicile pasajelor analizate în comparație cu valorile recomandate în FAO/DVWK (2002).

	valori măsurate	valori recomandate
lățime pasaj [m]	0,58 -0,65	1,20
lungime bazine [m]	0,45 – 0,50	1,90
căderi maxime [m]	0,55 (1,40*)	0,20
adâncime minimă a apei [m]	0,15 – 0,38	0,50
viteza maximă de curgere [m/s]	3.2 (lipsă apă*)	1,98
puterea specifică [W/m ³]	376	200

* la disipator

Analizând aceste valori, se poate constata că, chiar și dacă ar fi alimentate cu apă, pasajele realizate sunt departe de cele mai bune practici. Viteza maximă de 1,6 ori mai mare decât cea recomandată, volumele bazinelor de până la 30 de ori

prea mici, dimensiunile reduse ale bazinelor și căderile maxime arată foarte limpede ineficiența acestor pasaje.

Firește, se poate pune problema dezafectării pasajelor pentru pești ca urmare a nerespectării proiectului deoarece autoritățile competente pot suspenda sau retrage avizul de gospodărire a apelor și pot impune realizarea **variantei din documentația tehnică**: Pasajul cu bazine prevăzute cu orificii, cu o lungime totală de 28 m, a fost proiectat cu orificii pentru circulația apei, și cu un "canal de atragere a peștilor", caracteristicile acestui tip de pasaj sunt redate în tabelul 6.5, împreună cu valorile recomandate de FAO/DVWK (2002). Pentru acest pasaj se pot calcula vitezele maxime u și puterea specifică p :

$$u = \sqrt{2g\Delta h} \quad (6.1)$$

$$p = \frac{Qg\rho\Delta h}{V} \quad (6.2)$$

unde:

Q este debitul în bazinul sau în secțiunea respectivă a a pasajului,

g este accelerația gravitațională,

ρ este greutatea specifică

Δh este căderea între două bazine succesive,

V este volumul net de apă într-un bazin, (deasupra substratului rugos).

Tabelul 6.5. Caracteristicile pasajului din documentația tehnică analizate în comparație cu valorile recomandate în FAO/DVWK (2002).

	valori proiect	valori recomandate
lățime pasaj [m]	1,00	> 0,80
lungime bazine [m]	1,5	> 1,00
căderi maxime [m]	0,5	0,20
adâncime minimă a apei [m]	0,5	> 0,60
viteza maximă de curgere [m/s]	3,13 *	1,98
puterea specifică [W/m ³]	1.556 *	< 200

*calculate

Din nou, chiar și pentru pasajul din documentația tehnică reiese că anumite valori depășesc valorile critice, făcându-l inutilizabil pentru fauna piscicolă.

Pentru a calcula debitul necesar pentru acest pasaj se utilizează formula

$$Q = C_Q A \sqrt{2gh_0} \quad (6.3)$$

unde:

C_Q este un coeficient empiric, o valoare adesea întâlnită fiind $C_Q = 0,85$

A este aria orificiului

g este accelerația gravitațională.

Se obține un debit $Q = 0,238 \text{ m}^3/\text{s}$ și se poate constata că debitul necesar pentru funcționarea acestui pasaj este mult mai mare decât debitele de servitute din avizele de gospodărire a apelor, și chiar și decât cele necesare pentru un pasaj

corect dimensionat. Chiar dacă benefic pentru ecosistemele din aval, acest debit ar însemna pierderi semnificative pentru operatorul hidrocentralelor.

6.3.5. Amenajarea hidroenergetică Bistra-Poiana Mărului –Ruieni-Poiana Rusca

Încă de la sfârșitul anilor `60, Hidroconstrucția a început lucrările la această complexă amenajare, nouă captări secundare urmând a fi efectuate în bazinul Sebeșului, la 642 – 665 m altitudine, patru fiind finalizate înainte de 2012, **fără a fi dotate cu pasaje pentru pești**: Slatina, Borlovița, Borlova, Sebeș I. Două captări au fost realizate la sfârșitul anului 2012: Râul Mic (pe râul Craiu) și Cuntu, numai ultima fiind dotată **cu trecătoare de pești**. Captările sunt caracterizate de înălțimi la coronament între 2,8 și 6,5 m.

Captarea secundară Cuntu. Pasajul pentru pești

Proiectul scării de pești este aproape identic cu cel de la cele 5 MHC-uri analizate mai sus (tab. 6.6), ceea ce ar face posibilă comparația valorilor calculate pentru cele cinci MHC de la paragraful anterior cu realitatea. Această așteptare însă nu a putut fi îndeplinită, deoarece apa pentru scara de pești, la fel ca și debitul de servitute erau oprite (fig. 6.18 și 6.19).

Tabelul 6.6. Caracteristicile pasajului la captarea secundară Cuntu (Hidroconstrucția) analizate în comparație cu valorile recomandate în FAO/DVWK (2002)

	valori proiect	valori reale	valori recomandate
lățime pasaj [m]	1,0	1,0	> 0,80
lungime bazine [m]	1,5	1,5	> 1,00
căderi maxime [m]	0,5	0,5	0,20
adâncime minimă a apei [m]	0,5*	**	> 0,60
viteza maximă de curgere [m/s]	3,13 *	**	1,98
puterea specifică [W/m ³]	1.556	**	200

* valori calculate

**nu s-au putut măsura, scara nefuncționând la niciuna din vizitele de pe teren



Figura 6.18. Pasajul pentru migrația faunei acvatice la captarea secundară Cuntu, 22.12.2012.
Foto: P. Molnar.



Figura 6.19. Poziționarea batardourilor pentru priza de fund, respectiv pentru scara de pești.
22.12.2012. Foto: Paul Molnar.

Și poziționarea intrării în pasaj (aval) sporește ineficiența datorită distanței mari până la baraj, știut fiind că, în cazul în care apele trec peste coronamentul deversorului, peștii sunt atrași până sub baraj.

În ceea ce privește debitul de servitute asigurat în aval, captările, Borlovița, Borlova, Sebeșel I nu au prevăzută nicio modalitate de asigurare a acestui debit, captarea Slatina asigură un oarecare debit printr-un batardou, captarea Râul Mic (pe râul Craiu) asigură un oarecare debit de servitute printr-o conductă cu vană, iar captarea Cuntu se presupune că ar asigura debitul de servitute odată cu apa care ar trebui să tranziteze pasajul pentru pești. În realitate, s-a putut constata lipsa apei și în scara de pești (fig. 6.20).



Figura 6.20. Captarea Cuntu, lipsa debitului de servitute și a debitului pentru funcționarea scării de pești, 22.12.2013. Foto: P. Molnar.

Pe teren se mai poate constata că, pentru a depozita materialul excavat pentru realizarea aducțiunii secundare, s-a constituit un deponeu în albia râului Borlova, aval de captarea secundară, astfel încât albia este îngropată pe o lungime de cca 200 m. S-a prevăzut un canal casetat dreptunghiular din beton pe vechea albie, dar în realitate, la debite mici, apa ce pătrunde în conductă, se disipă și părăsește acest depozit printre pietre. A fost creată astfel o nouă barieră în calea migrației peștilor, deoarece fie nu există suficientă apă, fie se dezvoltă viteze improprii când există suficientă apă în aceste canale. Aceeași situație se poate întâlni și pe râul Slatina, unde există două deponee, unul de cca. 200 m, altul mai lung, de cca. 300 m. Apele sunt conduse prin conducte formate din beton, de 1,6x2 m și 2,6x3 m, cu piesele cu goluri între ele (fig. 6.21).



Figura 6.21. Râul Slatina curgând printr-o conductă casetată sub deponul materialului excavat și depozitat în albia râului. Foto: P. Molnar.

Apele captate prin captările secundare descrise anterior, dar și cele aduse din bazinul Bistrei Mărului sunt debarate după turbinare în barajul tampon de la Zervești. Apele astfel acumulate tranzitează încă o microhidrocentrală. În mod normal, râul Sebeș ar ocoli lacul-tampon. Însă, pentru a suplimenta volumul de apă, apele Sebeșului sunt din nou captate la un prag (fig. 6.22) și deviate înspre lacul-tampon. Albia râului Sebeș se continuă pe parcursul a 1226 m într-un canal de beton, cu secțiune dreptunghiulară, lat de 10 m și înalt de 3 m (fig. 6.23). Ansamblul de lucrări hidrotehnice reprezintă o întrerupere a continuității longitudinale a râului, pe de o parte datorită căderilor care nu au fost prevăzute cu pasaje pentru pești, pe de altă parte datorită debitelor scăzute, a adâncimilor mici și a vitezelor crescute din canalul de beton.



Figura 6.22. Râul Sebeș la captarea Zervești și prima secțiune a canalului de beton. 24.01.2013. Foto: P. Molnar.



Figura 6.23. Râul Sebeș, ocolind lacul-tampon Zervești printr-un canal de beton. 24.01.2013. Foto: P. Molnar.

6.3.6. Concluzii parțiale

Pentru a ilustra situația din teren a râurilor din bazinul Sebeș, am sumarizat în continuare barările rezultate din impactul antropic, abordând corpurile de apă separat, așa cum au fost ele delimitate în planul de management bazinal (tabelul 6.7).

Sebeșel - am. capt. secundară RW5.2.18.1 B1 – obiectiv de mediu: starea ecologică bună.

Acest corp de apă este caracterizat pe o lungime de 1440 m de un debit redus datorită derivației pentru o microhidrocentrală și prezintă o barare dotată cu o scară de pești care nu corespunde nici proiectului, nici ghidurilor de bune practici, constituind o piedică în migrația faunei piscicole. În repetate rânduri s-a putut constata oprirea intenționată a debitului de servitute.

Sebeșel - av. capt. secundară RW5.2.18.1 B2 - obiectiv de mediu: potențial ecologic bun.

Printr-o captare se prelevează apă care nu mai este restituită acestui corp de apă, neexistând un debit de servitute asigurat în aval de aceasta, iar în aval, o a doua captare are impact asupra 2.450 m de curs de apă, pentru o microhidrocentrală. Numai una dintre aceste două captări este dotată cu o scară pentru pești, însă aceasta poate fi considerată nefuncțională. În repetate rânduri s-a putut constata oprirea intenționată a debitului de servitute.

Borlova (Borlovița) - am. capt. secundară RW5.2.18.2 B1– obiectiv de mediu starea ecologică bună.

Din vizitele pe teren nu s-au putut identifica lucrări hidrotehnice cu impact asupra continuității acestui corp de apă.

Borlova (Borlovița) - av. capt. secundară RW5.2.18.2 B2 - obiectiv de mediu: potențial ecologic bun.

Râul Borlova se formează din confluența pâraielor Borlova și Borlovița. Pe ambele sunt plasate câte un baraj, apa captată ne mai fiind restituită în acest corp de apă. Aval de captarea Borlova, în albia râului se află un depozit de piatră care acoperă vechea albie pe cca. 200 m, existând o conductă dreptunghiulară pentru tranzitul apelor. Niciuna din barări nu este prevăzută cu scări de pești sau cu mijloace de asigurare a debitului de servitute.

Slatina RW5.2.18.3 B1 - obiectiv de mediu: potențial ecologic bun.

Printr-o captare se prelevează apă care nu mai este restituită acestui corp de apă, neexistând un pasaj pentru pești, iar în aval, două deponee au impact asupra cca. 500 m de curs de apă, acesta fiind condus prin conducte fără instalații de facilitare a migrației.

Sebeș - am. cf. Slatina + afl. RW5.2.18 B1 – obiectiv de mediu: starea ecologică bună.

Pe acest corp de apă se pot constata numeroase lucrări, constituind șapte întreruperi ale continuității longitudinale:

O captare pentru MHC există pe Cuntu și două pe Craiu, iar imediat în aval de punctul de restituție a debitelor acestor lucrări există câte o prelevare, apa nefiind restituită în acest corp de apă, apoi pe cursul Sebeșului se mai află o captare pentru apă potabilă și una pentru un gater. Cele 3 captări pentru MHC sunt dotate cu scări de pești nefuncționale, iar captarea Cuntu are o scară de pești ineficientă, pe care nu am găsit-o funcționând de la instalare. Captarea Râul Mic, captarea de apă potabilă și cea pentru gater nu sunt dotate cu scări de pești.

În condițiile actuale de folosință, captarea Cuntu nu poate asigura debitul de servitute. Totuși, la cele trei MHC, în repetate rânduri s-a putut constata oprirea intenționată a debitului de servitute.

Sebeș - av. cf. Slatina RW5.2.18 B1 - obiectiv de mediu: potențial ecologic bun (ca excepție, pentru anul 2021).

Un ansamblu format dintr-un prag de captare și un canal de beton lung de peste 1 km se află în dreptul lacului Zervești, fără a fi dotate cu instalații pentru facilitarea migrației faunei acvatice.

Tabelul 6.7. Sumarul barierelor în calea migrației pe corpurile de apă a bazinului Sebeș.

corpul de apă	stare/potențial de mediu	obiectiv de mediu	barare	restituție	pasaj migrație
Sebeș am. + afl RW5.2.18_B1.	SEB	SEB	captare Cuntu	3.513 m	vertical slot
			captare Cuntu	alt corp apă	conv. pool
			captare Craiu 1	1.010 m	vertical slot
			captare Craiu 2	833 m	vertical slot
			captare Râul Mic	alt corp apă	nu
			captare potabil	no	nu
			captare gater	80 m	nu
Sebeșel am. RW5.2.18.1_B1	SEB	SEB	captare Sebeșel 1	810 m	vertical slot
Sebeșel av. RW5.2.18.1_B2	MEP	PEB	captare Sebeșel 1	alt corp apă	nu
			captare Sebeșel 2	665 m	vertical slot

152 6. Studiul de caz 2: Bazinul Sebeș

Borlova am. RW5.2.18.2_B1	SEB	SEB	none		
Borlova av. RW5.2.18.2_B2	PEM	PEB	captare Borlova	alt corp apă	nu
			Borlova culvert	200 m	nu
			captare Borlovița	alt corp apă	nu
Slatina RW5.2.18.3_B1	PEM	PEB	captare Slatina	alt corp apă	nu
			Slatina culvert	200 m	nu
			Slatina culvert	300 m	nu
Sebeș av. RW5.2.18_B1	PEM	PEB (2021)	captare Zervești	1226 m	nu
			canal Zervești	1226 m	nu

SEB – stare ecologică bună; PEB – potențial ecologic bun; PEM potențial ecologic moderat; vertical slot – pasaj cu fantă verticală; conv. pool – pasaj convențional cu bazine.

Analiza situației corpurilor de apă din acest bazin relevă existența a 14 baraje mai mari de 0,4 m pe cursurile de apă și 4 canale din beton, dintre care doar 6 au fost dotate cu pasaje pentru migrația faunei acvatice. Dintre cele 6 pasaje nu a putut fi identificat niciunul care să îndeplinească criteriile de pasabilitate din ghidurile de bune practici, cu toate că au fost construite recent, după anul 2009. Mai mult, unul dintre baraje a fost construit fără pasaj pentru pești la o distanță de 5 ani de la emiterea Ordinului 1163 din 16 iulie 2007, care prevedea obligativitatea pasajelor pentru căderi mai mari de 0.4 m.

Rezultatul studiului trebuie să constituie un semnal de alarmă pentru administratorii resurselor acvatice: lipsa eficienței unui număr de 5 pasaje din cele 5 menționate ca „funcționale” în spațiul hidrografic Banat și construirea unui nou pasaj ineficient pune la îndoială utilitatea mecanismelor prin care se face avizarea lucrărilor de acest fel.

Este unanim acceptat că, pentru atingerea obiectivelor de mediu “stare ecologică bună”, trebuie stabilită continuitatea longitudinală a corpului de apă (ABA Mureș, 2009; Gaumert, 2011; EU, 2012; Mielach, 2012, MUNLV, 2005; QZVÖ-OG, 2010). Din cele prezentate anterior rezultă că obiectivele de mediu propuse nu vor fi îndeplinite în condițiile actuale.

Pe teren au fost identificate canalele casetate, barările pentru gater și pentru captarea apei potabile, precum și bararea de lângă lacul-tampon Zervești cu canalul de beton aferent, niciuna din ele nefiind inventariată de Planul de Management, chiar dacă erau prezente la data întocmirii.

Mai mult, de la elaborarea Planului de Management au intervenit modificări prin construirea unui număr de 7 lucrări de barare și derivație care au ca urmare întreruperi a continuității longitudinale și, implicit, o deteriorare a stării unor corpur

de apă cu stare ecologică bună (Molnar et Man, 2013), ceea ce contravine principiilor enunțate în Directiva Cadru Ape și, firește, a Legii Apelor.

Legea Apelor prevede la art. 21:

(1) Obiectivele de mediu pentru corpurile de apă de suprafață și subterane sunt:

- a) prevenirea deteriorării tuturor corpurilor de apă de suprafață;
- b) protecția și îmbunătățirea calității corpurilor de apă de suprafață în scopul atingerii stării bune a acestora, în conformitate cu prevederile anexei nr. 11, până la data de 22 decembrie 2015;
- c) protecția și îmbunătățirea tuturor corpurilor de apă artificiale sau puternic modificate în scopul realizării unui potențial ecologic bun sau a unei stări chimice bune a acestora, în conformitate cu prevederile anexei nr. 11, până la data de 22 decembrie 2015”.

Chiar dacă termenul general valabil pentru atingerea stării bune, respectiv a potențialului bun este 31.12.2015, Planul de management bazinal prevede o excepție de prelungire a termenelor aplicată corpurilor de apă de suprafață în zona de interes: Corpul de apă Sebeș – av.cf. Slatina RW5.2.18_B2, actual cu un potențial ecologic moderat, pentru atingerea potențialului bun fiind stabilit termenul de 2021, în vederea căruia trebuie efectuat un monitoring investigativ urmat de identificarea și implemenetarea măsurilor corespunzătoare până în 2018.

Va fi necesară evaluarea deteriorărilor aduse acestor corpuri, iar planul de management bazinal trebuie revizuit prin considerarea acestor întreruperi ale conectivității longitudinale

În ceea ce privește fauna acvatică a cursurilor de apă afectate de aceste proiecte, singura menționare a unei inventarieri de care am aflat în documentațiile tehnice se face în BH (2008), numai prin simpla înșiruire a speciilor din formularul standard al sitului Natura 2000, fără a se face vreo referire la o inventariere pe teren: moioagă *Barbus meridionalis*, zglăvoc *Cottus gobio*, chișcar *Eudontomyzon danfordi*, chișcar *Eudontomyzon vladykovi*, porcușor de vad *Gobio uranoscopus*. Cu toate că proiectul respectivelor microhidrocentrale se află amonte de așezări umane sau de terenuri agricole, iar intervențiile umane, exceptând silvicultura, au fost minime, se apreciază în aceste documente că fauna piscicolă a fost pauperizată datorită exploatării “intensive” / “abuzive” a balastrului, de amenajările hidrotehnice anterioare, de poluarea difuză sau de depozitarea deșeurilor.

Mai mult, cu toate că notează faptul că proiectul se efectuează într-o arie naturală protejată, USI (2008) precizează că “perimetrul ce face obiectul proiectului propus se regăsește într-o zonă lipsită de interes major din punct de vedere al biodiversității”, în timp ce rețeaua Natura 2000 are chiar rolul de a asigura conservarea speciilor și habitatelor, situl fiind desemnat și pentru protecția unor specii de pești.

Nu se menționează faptul că chișcarul *Eudontomyzon vladykovi* este un endemism, este trecut pe lista roșie a vertebratelor din România și anexa II a Directivei Habitate, care conține speciile de animale și vegetale de interes comunitar a căror conservare necesită desemnarea unor arii speciale de conservare, precum și

faptul că racul de ponoare *Austropotamobius torrentium* prezent în Sit și în râurile respective (Pârvulescu, 2010) este o specie de interes comunitar a cărei conservare necesită desemnarea unor arii speciale de conservare potrivit Directivei Habitate.

Mai mult, cu toate că proiectul prevede prelevarea unor debite fără crearea de acumulări, iar debitele sunt derivate prin conducte de PAFSIN, documentația tehnică conține observații de genul: "Lucrările specifice de amenajare a albiilor, propuse a se executa, vor avea un efect pozitiv prin realizarea unui mai bun control al debitelor diminuându-se și chiar evitându-se producerea unor fenomene cu caracter și consecințe catastrofale" sau "Din punctul de vedere al echilibrelor ecologice, aceste lucrări nu vor afecta în mod semnificativ și cu consecințe negative fauna, dimpotrivă, pentru fauna piscicolă reprezentând un avantaj prin crearea unor habitate propice de reproducere" (USI, 2008).

Concluzionând, reiese necesitatea de a trata cu maximă seriozitate studiile premergătoare construcției, pasajele pentru pești trebuind realizate prin implicarea specialiștilor cu experiență în acest domeniu.

6.4. Implicații din perspectiva Directivei Cadru privind Apa

Obiectivele de mediu sunt detaliate în articolul 4.1 al Directivei Cadru privind Apa, de interes pentru studiul de față fiind prevenirea deteriorării stării tuturor corpurilor de apă de suprafață.

Înainte de a detalia conținutul art. 4.7, trebuie reținut că raportul Comisiei Europene (ECom, 2012a) precizează: „În contextul articolului 4 alineatul (7), dezvoltarea energiei hidroelectrice merită o atenție specială. Impactul semnificativ al energiei hidroelectrice asupra mediului trebuie tratat corespunzător. **Retehnologizarea și extinderea instalațiilor existente ar trebui beneficieze de un statut prioritar în raport cu noile proiecte** care ar trebui să se bazeze pe o **evaluare strategică** la scara bazinului hidrografic respectiv, selectându-se amplasamente optime din perspectiva producției energetice, cu **cele mai reduse efecte asupra mediului**”.

Articolul 4.7 descrie circumstanțele în care este permisă neatingerea obiectivelor de mediu:

Statele membre nu încalcă dispozițiile prezentei directive în cazul în care:

- nu reușesc să obțină o stare bună a apelor subterane, o stare ecologică bună sau, acolo unde este cazul, un potențial ecologic bun sau nu reușesc să prevină deteriorarea stării unui corp de apă de suprafață sau subterană ca urmare unor noi modificări ale caracteristicilor fizice ale corpului de apă de suprafață sau a schimbării nivelului corpurilor de apă subterană sau
- nu reușesc să prevină deteriorarea stării unui corp de apă de la foarte bună la bună, ca urmare a desfășurării unor noi activități de dezvoltare umană durabilă

și sunt îndeplinite următoarele condiții:

- (a) sunt luate toate măsurile practice pentru a atenua impactul negativ asupra stării corpului de apă;
- (b) motivele pentru modificările sau schimbările respective sunt indicate și motivate explicit în planul de gestionare a districtului hidrografic, solicitat în temeiul articolului 13, iar obiectivele sunt revizuite la fiecare șase ani;
- (c) motivele care stau la baza acestor modificări sau schimbări sunt de interes public major și/sau beneficiile pe care realizarea obiectivelor enunțate la alineatul (1) le aduce mediului și societății sunt mai mici decât beneficiile noilor modificări sau schimbări pentru sănătatea umană, menținerea securității umane sau pentru dezvoltarea durabilă și
- (d) din motive de fezabilitate tehnică sau de costuri disproporționate, obiectivele benefice urmărite prin modificările sau schimbările aduse corpului de apă nu pot fi realizate prin alte mijloace care să constituie o opțiune mult mai bună din punct de vedere ecologic.

Rezultatele studiului au dezvăluit impactul lucrărilor asupra corpului de apă analizat, **fiind evidentă deteriorarea stării ecologice** în urma a numeroase alterări, dintre care unele, chiar considerate separat, ar fi dus la neîncadrarea în starea ecologică bună a corpului de apă.

Deoarece starea corpului de apă a fost deteriorată de la starea ecologică bună la o stare inferioară stării ecologice bune, se poate înțelege foarte ușor că deteriorările provocate nu se înscriu în circumstanțele articolului 4.7, încălcându-se astfel prevederile Directivei Cadru privind Apa. De altfel, deteriorarea nu s-ar justifica nici prin prisma interesului public major, măsurile de atenuare a impactului lipsind, iar motivele pentru modificările respective nu au fost indicate sau motivate explicit în planul de management al bazinul hidrografic.

6.5. Implicații din perspectiva Directivei Habitate

Obiectivul Directivei 92/43/EEC Habitate este să contribuie la menținerea biodiversității prin conservarea habitatelor naturale și a speciilor de floră și faună sălbatică de pe teritoriul statelor membre în care se aplică tratatul prin măsuri de menținere sau readucere la un stadiu corespunzător de conservare a habitatelor naturale și a speciilor de floră și faună sălbatică de importanță comunitară, ținând țină seama de condițiile economice, sociale și culturale, precum și de caracteristicile regionale și locale.

Înainte de a reda conținutul art. 6 al Directivei Habitate, trebuie reținut că acesta este unul dintre cele mai importante articole ale directivei, deoarece definește modul de administrare și protecție a siturilor Natura 2000 (ECom, 2000). Paragrafele 6.1 și 6.2 se referă la necesitatea măsurilor de păstrare sau restaurare a stării favorabile de conservare, evitând activitățile care pot perturba speciile sau

deteriora habitatele protejate, în timp ce art. 6.3 și 6.4 arată procedurile de urmat în cazul noilor dezvoltări, care pot afecta siturile Natura 2000:

Articolul 6

(1) Pentru ariile speciale de conservare, statele membre adoptă măsurile de conservare necesare, inclusiv, după caz, planuri de gestionare adecvate, speciale sau incluse în alte planuri de dezvoltare, precum și actele administrative sau clauzele contractuale adecvate în conformitate cu necesitățile ecologice ale tipurilor de habitate naturale din anexa I sau ale speciilor din anexa II prezente pe teritoriul respectivelor situri.

(2) Statele membre iau măsurile necesare pentru a evita, pe teritoriul ariilor speciale de conservare, deteriorarea habitatelor naturale și a habitatelor speciilor, precum și perturbarea speciilor pentru care au fost desemnate respectivele arii, în măsura în care perturbările respective ar putea fi relevante în sensul obiectivelor prezentei directive.

(3) Orice plan sau proiect care nu are o legătură directă cu sau nu este necesar pentru gestionarea sitului, dar care ar putea afecta în mod semnificativ aria, per se sau în combinație cu alte planuri sau proiecte, trebuie supus unei evaluări corespunzătoare a efectelor potențiale asupra sitului, în funcție de obiectivele de conservare ale acestuia din urmă. În funcție de concluziile evaluării respective și în conformitate cu dispozițiile alineatului (4), autoritățile naționale competente aprobă planul sau proiectul doar după ce au constatat că nu are efecte negative asupra integrității sitului respectiv și, după caz, după ce au consultat opinia publică.

(4) Dacă, în ciuda unui rezultat negativ al evaluării efectelor asupra sitului și în lipsa unei soluții alternative, planul sau proiectul trebuie realizat, cu toate acestea, din motive cruciale de interes public major, inclusiv din rațiuni de ordin social sau economic, statul membru ia toate măsurile compensatorii necesare pentru a proteja coerența globală a sistemului Natura 2000. Statul membru informează Comisia cu privire la măsurile compensatorii adoptate.

În cazul în care situl respectiv adăpostește un tip de habitat natural prioritar și/sau o specie prioritară, singurele considerente care pot fi invocate sunt cele legate de sănătatea sau siguranța publică, de anumite consecințe benefice de importanță majoră pentru mediu sau, ca urmare a avizului Comisiei, de alte motive cruciale de interes public major.

Situl Natura 2000 Munții Jarca a fost declarat în anul 2008, însă nici până în prezent nu există un plan de management pentru acest sit (art.6.1). În consecință nu s-au luat nici măsurile de prevenire a deteriorării habitatelor și a perturbării speciilor comunitare (art. 6.2). Ca o urmare, însă amplificat de slaba calitate a studiilor și de efectuarea de lucrări fără respectarea proiectului și a avizelor, efectele potențiale asupra sitului nu au fost evaluate corespunzător în funcție de obiectivele de conservare (art.6.3). Tot ca o urmare, nu au putut fi respectate nici prevederile art. 6.4, deoarece nu existau datele necesare rezultate din studii. Odată efectuate

lucrările, această evaluare nu mai este posibilă, fiind cu putință să se fi pierdut habitate sau specii foarte valoroase.

Mai departe, planul de management a spațiului hidrografic Banat nu prevede niciun fel de măsuri adiționale pentru apele din ariile protejate, cum ar fi siturile Natura 2000. Este posibil să se fi asumat ipoteza că măsurile pentru păstrarea sau obținerea stării bune sau foarte bune ar fi suficiente pentru conservarea speciilor și habitatelor din aceste situri, însă raportul Comisiei Europene, ECom (2012a), specifică fără echivoc că măsurile pentru starea bună nu sunt suficiente, deoarece pentru aceste arii condițiile trebuie să fie mai restrictive: alt tip de măsuri este necesar pentru protejarea unor habitate și specii specifice, necesitând obiective superioare a calității apei. Acest lucru este valabil și pentru apa de îmbăiere și pentru protejarea surselor de apă potabilă.

6.6 Stabilirea debitului de servitute pe râul Sebeșel utilizând cinci metode pentru diferite scenarii funcționale a unei microhidrocentrale amplasate pe râul Sebeșel

6.6.1. Introducere

Acest studiu de caz urmărește să ilustreze dimensiunea influenței prelevărilor de apă pentru diferite folosințe asupra debitelor cursului unui râu. Subiectul este important deoarece de-a lungul evoluției, comunitățile acvatice și-au adaptat strategiile de supraviețuire la un anumit regim de curgere și depind de condițiile oferite în mod natural de râu.

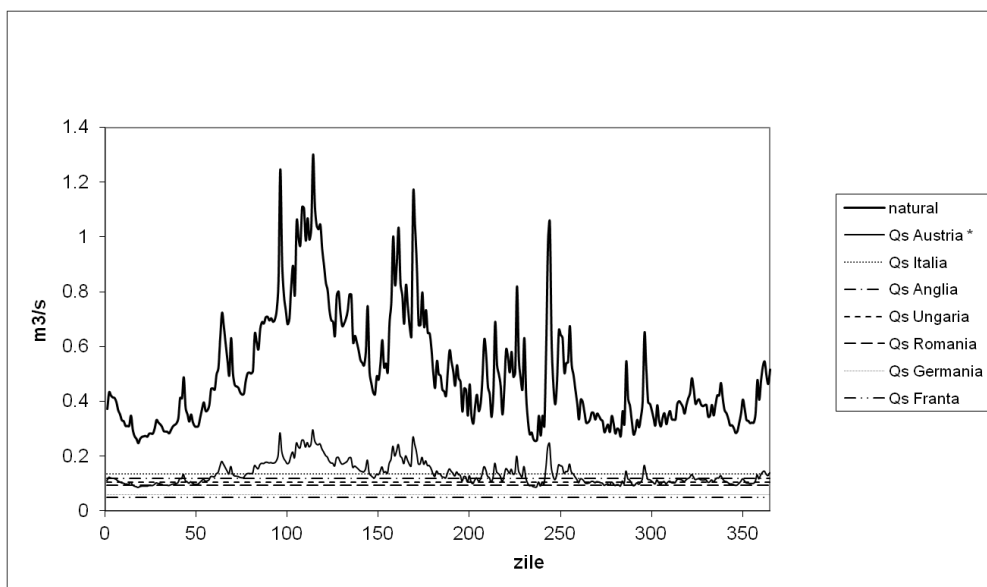
Rezultând din observațiile debitelor medii zilnice pe 21 de ani, șirul de date utilizat în acest studiu este unul real, aferent râului Sebeșel, un râu de munte din sud-vestul României, cu un bazin de 14.7 km², altitudinea maximă 1800 m, altitudinea la profilul de închidere de 393 m, altitudine medie a suprafeței bazinale 1037, lungimea firului principal 8.40 km și un coeficient de împădurire a bazinului de 68%. Precipitațiile măsoară în medie 1100 mm.

Toate corpurile de apă din acest bazin sunt încadrate în tipologia RO01a - curs de apă situat în zonă montană, piemontană sau de podişuri înalte, geologia silicioasă, tipul biocenotic potențial – fauna piscicolă: păstrăv, lipan, clean.

După ce vor fi analizate modalitățile de calcul a debitelor salubre uzuale în alte țări din Europa, studiul de caz va analiza influența unei microhidrocentrale (MHC) fără acumulare, cu captarea amplasată la altitudinea de 665 m, cu o aducțiune de 2450 m și o centrală amplasată la cota 420 m. Apoi, cumulat, va fi studiat și impactul unei prelevări suplimentare, aflată în amonte captării acesti MHC, la altitudinea de 680 m, fără restituție.

6.6.2. Debitul salubru legal

Pentru calcularea debitului salubru am utilizat metodele descrise în capitolul 4. Acestea sunt stabilite pentru cursul din avalul prizelor de apă și nu iau în considerare distanța până la punctul de restituție a debitelor utilizate. Rezultatele sunt redată în fig. 6.24, pentru toate metodele analizate rezultând o valoare a debitului salubru constantă de-a lungul anului, cu excepția Austriei, unde debitul salubru Q_s are o valoare dinamică, dependentă de debitul actual din albie.



Valorile cu * trebuie majorate până asigură anumite condiții pentru ecosistemele din aval.

Fig. 6.24. Hidrograful debitelor medii zilnice multianuale și debitele salubre Q_s calculate pentru diferite țări (în ordine descrescătoare în legendă).

Debitul salubru pentru Austria este cu valoarea medie de $0,136 \text{ m}^3/\text{s}$ cel mai mare pentru acest tip de râu, aproape identic cu cel pentru Italia, de $0,134 \text{ m}^3/\text{s}$. Această valoare este urmată de debitele salubre pentru Anglia cu $0,120 \text{ m}^3/\text{s}$, încă mai mare decât cea pentru Ungaria și România, de $0,105 \text{ m}^3/\text{s}$, respectiv $0,095 \text{ m}^3/\text{s}$. Cea mai mică valoare este cea calculată după metoda franceză, de $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$, de 2.7 ori mai mică decât pentru Austria.

6.6.3. Scenarii de uzinare

În continuare am abordat diferite scenarii, presupunând întâi existența unei microhidrocentrale la cota 665 m pe cursul acestui râu. MHC este dotată cu prag de captare, conductă de aducțiune paralelă cu albia și restituirea debitelor în aval, la părăsirea turbinelor. Scenariile vizează diferite debite instalate, însă și posibilitatea ca debitele salubre să nu fie respectate din varii motive. Anterior redactării rezultatelor acestui studiu, am considerat numeroase scenarii, chiar și diferite plaje de funcționare a turbinelor, adică diferite debite de pornire a agregatelor, deoarece au o influență asupra debitelor rămase în albie. Însă, pentru simplitatea prezentării am ales doar 3 cazuri, mai semnificative și sugestive, însă de domeniul realului. Tot pentru a păstra simplitatea, unele grafice au fost realizate numai cu cele mai importante valori..

Sunt folosite notările:

Q_i - debitul instalat

Q_s - debitul salubru

Q_{s-u} - debitul de pornire a turbinelor (start-up flow) exprimat în procente din Q_i – adică debitul de la care poate funcționa hidroagregatul în regim normal

(*) - în grafice semnalează că este vorba de debite salubre minime, existând posibilitatea ca ele să trebuiască a fi suplimentate pentru asigurarea anumitor dimensiuni ale habitatelor acvatice din aval.

6.6.3.1. $Q_i = 0,8 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{s-u} = 17\%$

Acest scenariu corespunde unei MHC cu un hidroagregat, acționat de o turbină de tip crossflow (Banki sau Ossberger) cu debit instalat Q_i , care poate funcționa în parametri între Q_i și 17% din Q_i , deci generatorul poate utiliza o plajă largă de debite. Implicit, odată ce debitele depășesc cu puțin debitul de servitute legal stabilit, începe și prelevarea apei din albia naturală. Figurile 6.25a și 6.25b ilustrează hidrograful natural și debitele rămase în albia din avalul unei captări pentru o MHC cu derivație. Sunt aplicate diferitele metodologii pentru calculul debitului salubru legal.

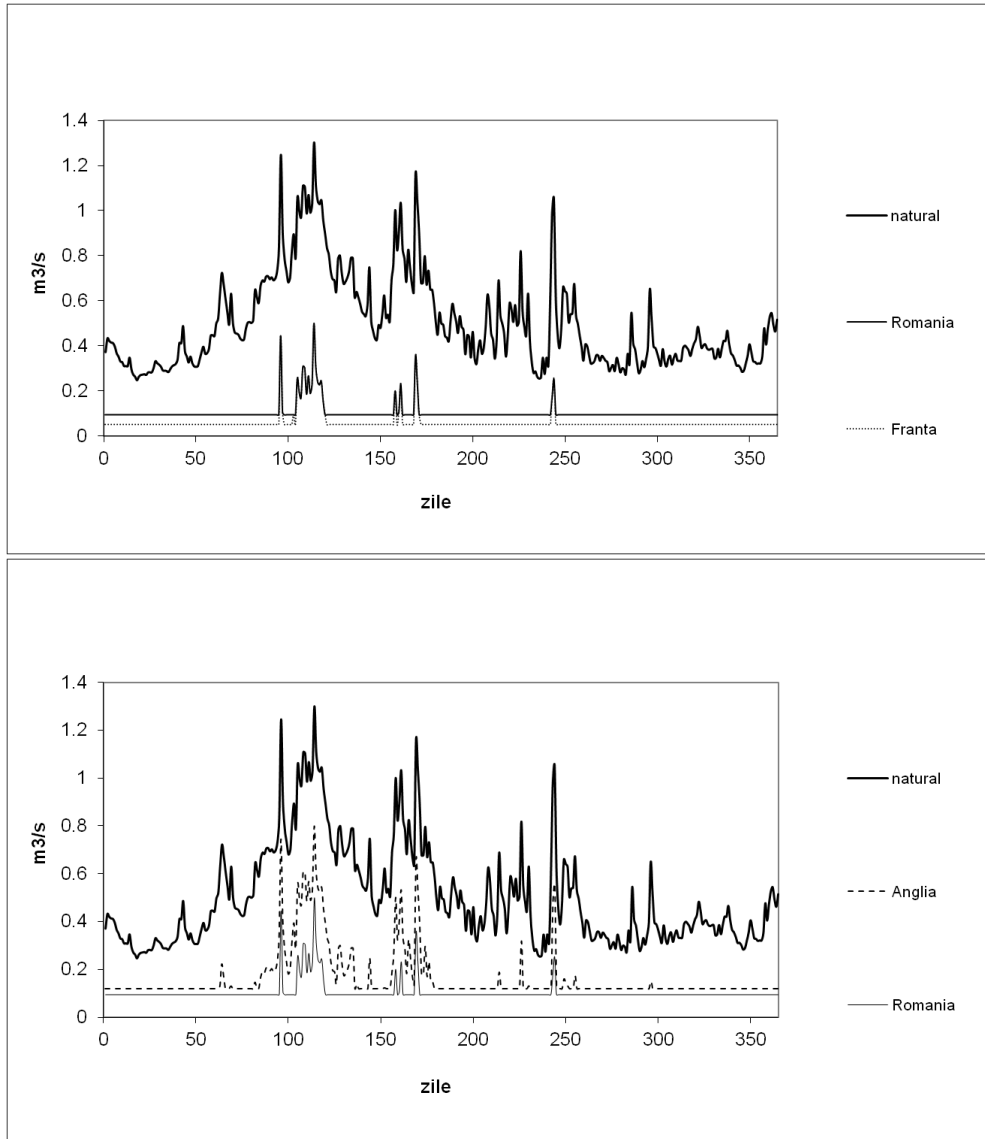
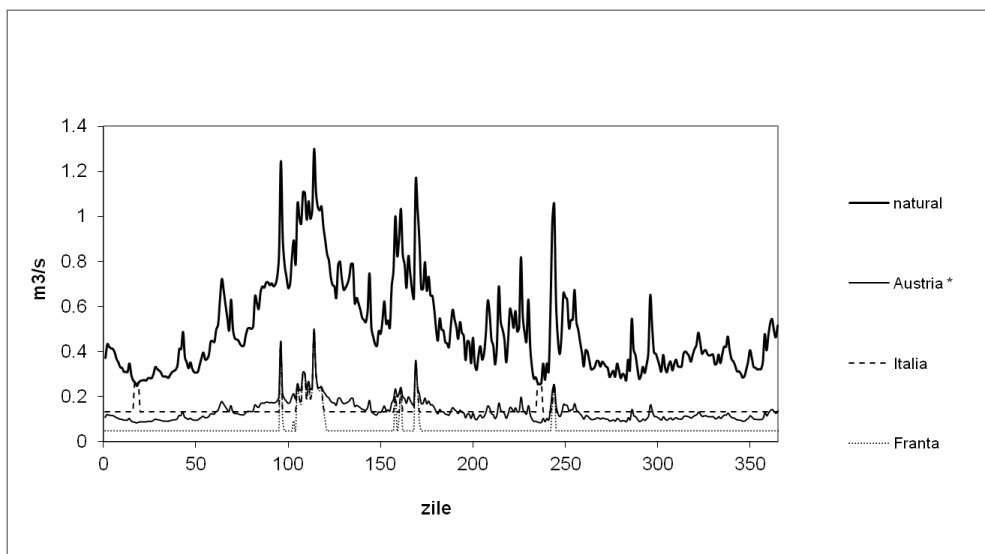


Figura 6.25a. Hidrograful debitelor medii zilnice multianuale și debitul rămas în albie aval de priza de apă pentru $Q_i = 0,8 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{s-u} = 17\%$, cu respectarea limitelor impuse în diferite țări.

6.6 Stabilirea debitului de servitute pe râul Sebeșel 161



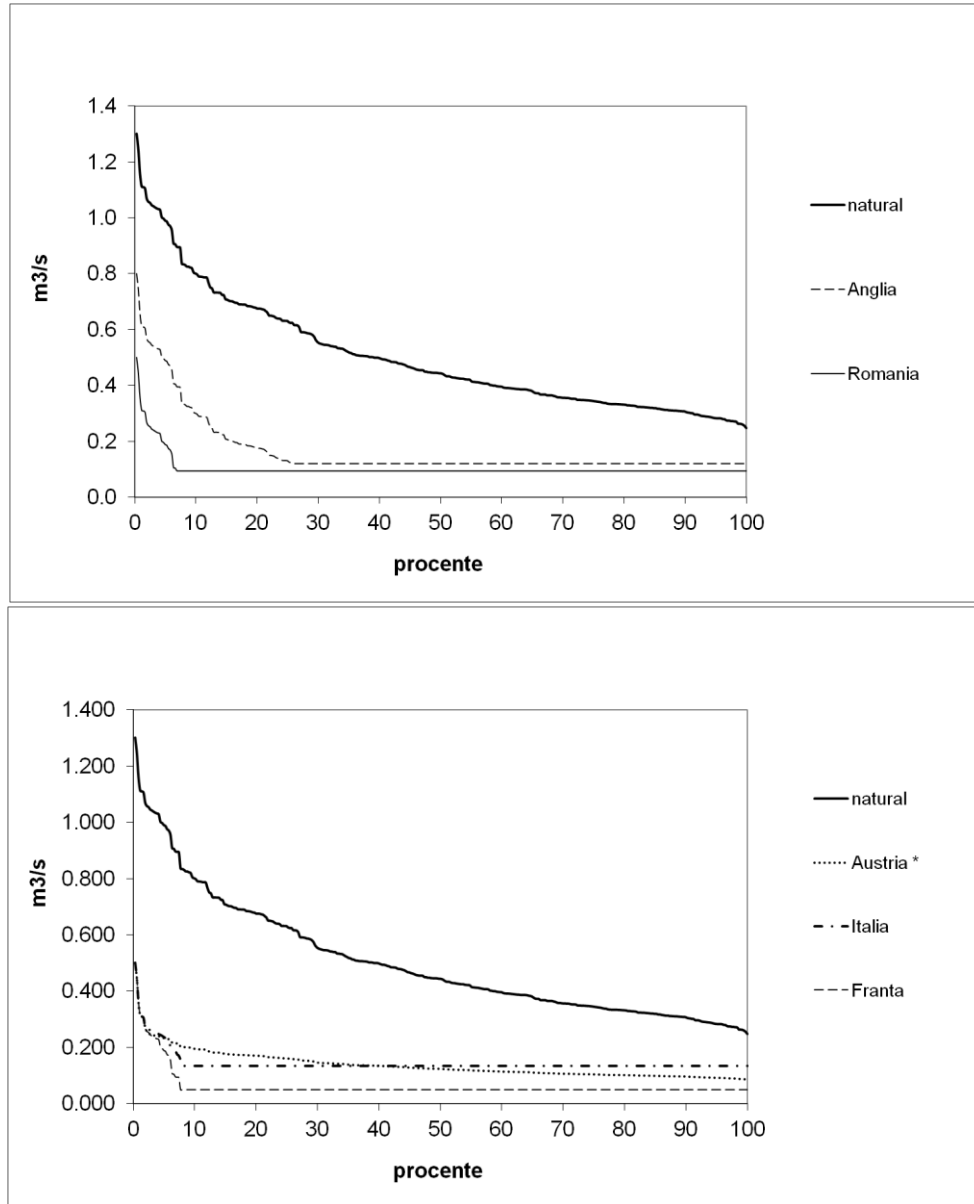
* există condiții suplimentare pentru asigurarea dimensiunilor minime ale habitatelor

Figura 6.25b. Hidrograful debitelor medii zilnice multianuale și debitul rămas în albie aval de priza de apă pentru $Q_i = 0,8 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_s-u = 17\%$, cu respectarea limitelor impuse în diferite țări.

Graficele ilustrează modificările curgerilor survenite în urma exploatării hidroenergetice, modificări care duc în general la o scădere a debitelor aproape de valoarea debitului salubru, cu lungi perioade de debit (minim) constant. Numai vârfurile debitelor se pot regăsi ca vârfuri de dimensiuni mult reduse în curgerea rezultată. Bineînțeles, pragul debitului constant corespunde debitului salubru calculat pentru fiecare țară. Cu cât debitul salubru este mai mare, cu atât mai multe perioade de curgere naturală va avea cursul de apă.

Cum numai în Austria se prevede un debit salubru dinamic, în cazul în care există instalațiile de reglare dinamică a acestor debite se obține un hidrograf cu o dinamică asemănătoare celei naturale, însă la o scară mult redusă.

Cu toate că valoarea debitului salubru pentru Anglia este a treia ca mărime în această comparație, se poate observa că asigură cea mai naturală curgere. Dar, dacă ne îndreptăm atenția asupra reprezentării cu ajutorul curbelor de durată (fig 6.26), folosind aceleași date, ni se dezvăluie și alte aspecte:



* există condiții suplimentare pentru dimensiunile minime ale habitatelor

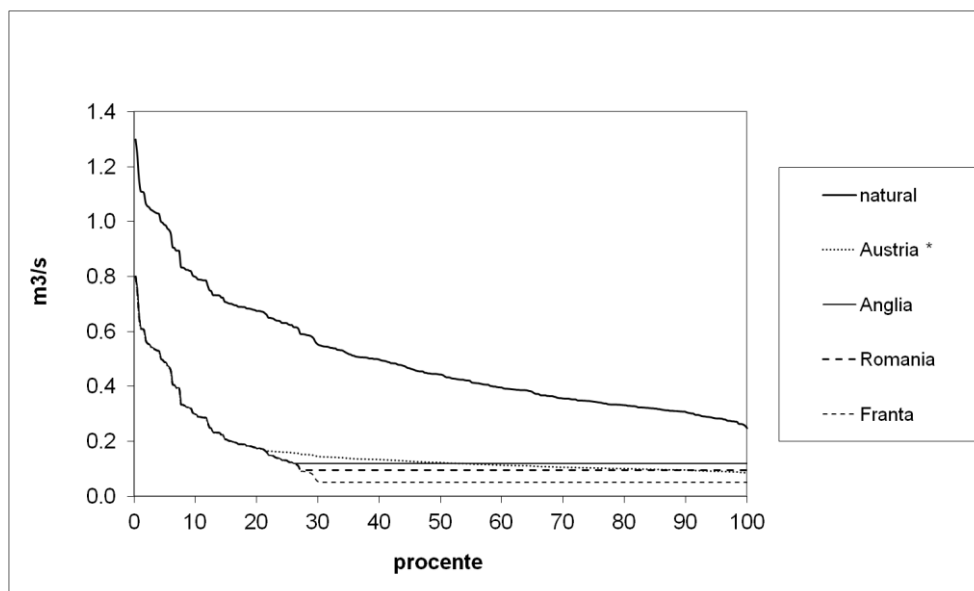
Figura 6.26. Curbele de durată a debitelor pentru curgerea naturală și cea aval de priza de apă, pentru $Q_i = 0,8 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{s-u} = 17\%$, cu respectarea limitelor impuse în diferite țări.

Curgerea cea mai apropiată de cea naturală se obține în Anglia, unde debitele scad la valoarea debitului minim 75% din timp, sau 274 zile. Dinamica debitului salubru pentru Austria asigură valori mai mici, însă debitele se află sub pragul debitului salubru din Anglia numai 47% din timp, respectiv 164 de zile. Cea

mai alterată curgere se obține pentru Franța, unde râul, pentru 92% din timp sau 335 de zile pe an, se transformă într-un fir de apă cu acel debit minim, reprezentat de debitul salubru legal stabilit.

6.6.3.2. $Q_i = 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{s-u} = 17\%$

Observând avantajele oferite de metoda folosită în Anglia, în acest scenariu am aplicat condiția din Anglia de limitare a valorii debitului instalat Q_i la nivelul debitului normal și am ilustrat debitele rămase în albie cu ajutorul curbei de durată (fig. 6.27)



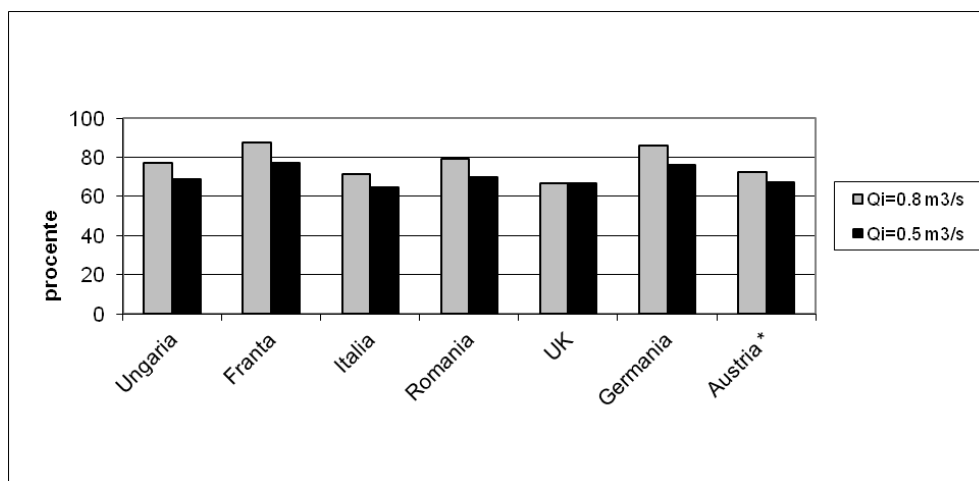
* există condiții suplimentare pentru dimensiunile minime ale habitatelor

Figura 6.27 . Curbele de durată a debitelor naturale și a celor modificate în aval de priza de apă, pentru $Q_i = Q_0 = 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{s-u} = 17\%$, cu respectarea debitelor de servitute impuse în diferite țări.

Cu toate că valoarea debitelor salubre nu a fost modificată, prin limitarea valorii superioare a debitului instalat se obține un efect benefic pentru ecosisteme, respectiv o reducere a perioadei în care curgerea coboară la nivelul pragului minim al debitului de servitute, de exemplu în cazul Franței de la 92% la 70% din timp. În fiecare caz, inclusiv pentru Romania, a crescut și durata apelor (relativ) mari. Astfel se poate asigura râului o dinamică sporită pentru a susține procesele biologice din aval. Bineînțeles că aceasta se face numai cu o reducere a cantităților uzinate, respectiv venituri mai scăzute, față de cazul în care alegerea debitului instalat se face numai din considerente economice.

164 6. Studiul de caz 2: Bazinul Sebeș

Pentru debitul instalat limitat la la nivelul debitului mediu multianual, cantitățile uzinate sunt reprezentate în fig. 6.28, comparativ cu debitele uzinate fără limitarea debitului instalat. În general se poate constata o reducere a cantităților turbinate cu ca. 10%, ceea ce atrage după sine și venituri mai mici pentru operator.



* există condiții suplimentare pentru dimensiunile minime ale habitatelor

Figura 6.28. Cantitățile de apă uzinate anual pentru diferite debite instalate, exprimate procentual din debitul anual al râului analizat.

Aici trebuie din nou menționat că Jäger (2007) a stabilit că derivații mai mari de 25 % din debitul anual al râului nu mai pot fi considerate ne semnificative. În condițiile în care, în România debitele astfel uzinate s-ar încadra între 70 și 90 % din debitele anuale, trebuie acordată o atenție foarte mare efectelor asupra mediului, iar studiile de mediu trebuie tratate cu maximă seriozitate.

6.6.3.3. $Q_i = 0,8 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{s-u} = 17\%$, , Q_i prelevat amonte și nerestituit = m^3/s , $Q_s = 0 \text{ m}^3/\text{s}$ (existența unei prize de apă în amonte $Q_{i1} = 0.234$, fără restituire).

Renunțând la comparația cu alte state, al treilea scenariu presupune existența aceleiași MHC, de dimensiunile precizate mai sus la 6.6.3.1, iar în amonte presupune existența unei prelevări de apă $Q_i = 0.234$, fără restituire în acest corp de apă cu debit salubru nerespectat. Astfel, debitele sunt diminuate încă dinainte să ajungă la MHC analizat, deci hidrograful "natural" va fi unul alterat, iar debitele care rămân în albie amonte de captarea MHC vor fi modificate, precum în figura 6.29.

6.6 Stabilirea debitului de servitute pe râul Sebeșel 165

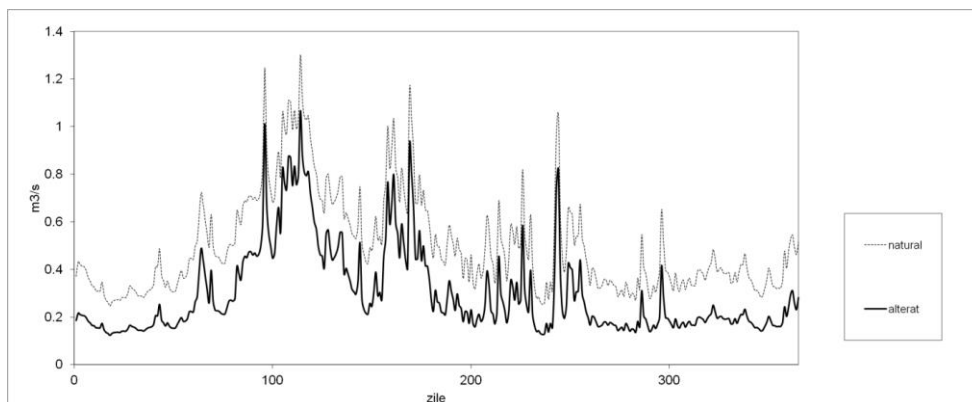


Figura 6.29. Hidrograful natural și cel modificat în urma primei derivații $Q_{11} = 0.234 \text{ m}^3/\text{s}$, fără restituirea debitelor.

Dacă însă luăm în calcul posibilitatea ca debitul salubru să nu fie asigurat în aval de ambele lucrări, cum adesea se întâmplă (GNM-CG, 2013), se obține un hidrograf ca în fig. 6.30.

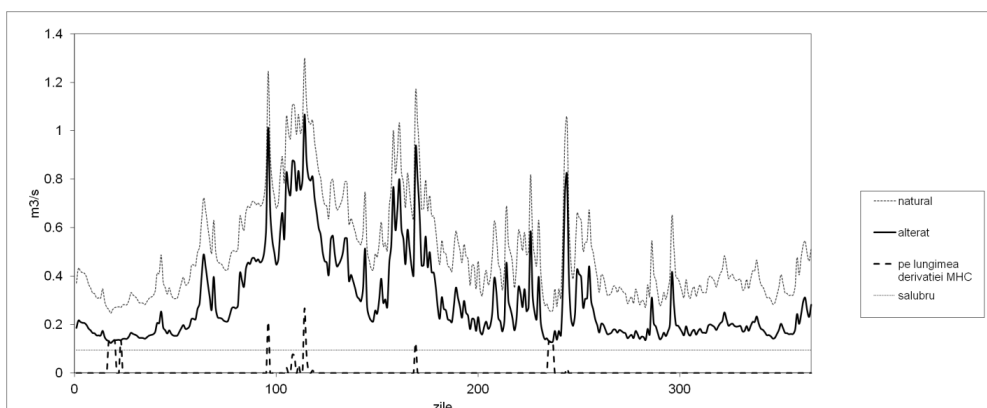


Figura 6.30. Hidrograful natural, cel alterat în urma primei derivații și cel în urma a două derivații. Pentru comparație debitul salubru legal. $Q_{11} = 0.234 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{i2} = 0.800 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{s-u} = 17\%$, $Q_s = 0.095 \text{ m}^3/\text{s}$.

Se poate constata foarte ușor, că o asemenea practică transformă râul într-un curs de apă temporar, stare incompatibilă cu existența unor populații viabile de pești. Practic, prin prima prelevare se reduc debitele care ajung la captarea MHC și atunci vârfuri care depășesc debitul instalat al MHC $Q_{i2} = 0.800 \text{ m}^3/\text{s}$ vor fi mult mai puține la număr decât în cazul natural. Puținele evenimente de apă mare fac să mai existe apă în albia dintre captarea MHC și centrala MHC, la fel ca și perioadele în care debitele care ajung la MHC sunt prea mici pentru a putea acționa generatorul.

De altfel, și pe teren se pot constata efecte din cele mai dramatice (fig. 6.31), fauna piscicolă mai era prezentă numai datorită timpului scurt curs de la

punerea în funcțiune. Rapoartele obligatorii de monitorizare, dacă vor fi corect făcute, vor dezvălui măsura catastrofei ecologice produse pe acest râu.



Figura 6.31. Păstrăv pe uscat în albia râului aval de o captare MHC în Sit Natura 2000 Munții Tarcu, 25.10.2013. Foto: P. Molnar.

6.6.4. Concluzii parțiale

Este general acceptat că anumite caracteristici ale hidrografului sunt esențiale pentru ecosisteme: variabilitatea curgerii, debite naturale scăzute precum și vârfuri pentru transportul sedimentelor, formarea albiei și pentru curățirea substratului (EA, 2012, EEA, 2012). Debitele salubre stabilite prin diferite metode sunt o măsură de limitare a impactului abstracțiilor asupra mediului, care atrag îndepărtarea regimului curgerii, într-o măsură mai mică sau mai mare, de cel natural.

Conceptul de debit salubru, denumit uneori și debit ecologic, a suferit o evoluție în ultimile decenii: de la ignorarea totală a acestui subiect, la considerarea nevoilor complexe ale ecosistemelor acvatice și ripariene. Drumul a fost unul anevoios, uneori dureros pentru natură și pentru societatea umană, deoarece lipsa unui debit satisfăcător duce implicit și la o întrerupere a continuității longitudinale, a cărei efecte sunt de obicei accentuate de bararea prin care se realizează captarea sau acumularea. După cum s-a putut constata în studiul de caz, subiectul este destul de complex. Și a fost vorba doar de amenajări simple. Dacă ar fi intrat în discuție centrale dotate cu mai multe turbine sau acumulări sau hidrocentrale cu pompaj, interveneau alți factori, ca de exemplu undele pulsatorii, cu implicații și mai profunde.

6.6 Stabilirea debitului de servitute pe râul Sebeșel 167

Pentru asigurarea funcționalității ecosistemelor, asigurarea unui debit salubru este obligatorie în toate țările, respectiv landurile analizate mai sus. Datorită diferențelor culturale și geografice nu există o metodă recomandată la nivel european și fiecare țară dispune de o metodă proprie de calcul.

Chiar dacă **mărimea debitului salubru** variază de la țară la țară, se poate constata că în timp ce în România valoarea de Q95% este de referință, în Anglia este de Q90%. Condiții mai restrictive există în Regatul Unit cu privire la debitul instalat, iar în Germania și Austria sunt precizate dimensiunile minime a unor habitate ce trebuie asigurate în aval de prelevarea de apă.

Debitele salubre calculate cu metodele din diferite țări iau valori fixe, diferite de la țară la țară, cu excepția Austriei, unde debitul de servitute are o valoare variabilă, deoarece trebuie să reflecte și curgerea momentană a râului, cu un aport de 20 % din debitul actual (tab. 6.8).

Deoarece metodele de stabilire a debitelor salubre au la bază diferite ipoteze științifice, **dar conțin și o reflectare a culturii și a condițiilor climaterice și geografice ale unei țări, rezultatele sunt și ele diferite de la țară la țară.** Astfel, în acest caz particular, pentru Franța s-a obținut debitul salubru ce mai mic, de numai 37 % din debitul rezervat ecosistemelor în Austria, pentru care a rezultat valoarea debitului salubru cea mai mare (tab.6.8). Acesta este de fapt și punctul slab al acestei comparații: țările respective țin de regiuni biogeografice extrem de diferite, cum ar fi cea panonică pentru Ungaria, cea alpină pentru Austria, mediteranean și continental pentru Italia, boreal pentru Marea Britanie și – nu lipsit de importanță – nu mai puțin de 5 bioregiuni pe teritoriul României.

Tabelul 6.8. Debitele salubre obținute pentru același râu cu metodele diferitelor țări.

	Qs [m ³ /s]	observații
Austria	0,084-0,295	dinamic, în plus dimensiuni minime habitate aval
Italia	0,134	
Anglia	0.120	
Ungaria	0,105	
România	0,095	
Germania	0,058	în plus dimensiuni minime habitate aval
Franța	0.050	

Dacă însă privim debitele rămase în albie de-a lungul anului, putem observa că, în timp ce în Franța acestea ating doar 13 % din debitul natural, limitarea debitului instalat în Anglia, împreună cu o valoare medie a debitului salubru, duce la debite rămase în albie de 33 % din curgerea naturală.

Practica din Anglia și Wales, de a limita debitul maxim instalat la jumătate din debitul mediu multianual, asigură râului o anumită dinamică, curgerea apropiindu-se mai mult de cea naturală. De asemenea, componenta dinamică a debitului salubru din Austria asigură o oarecare naturalețe sectorului din aval de prelevări. Este cunoscut că ecosistemele acvatice sunt adaptate unui regim dinamic

al râului, anumite fenomene fiind declanșatorul natural al unor procese importante în viața faunei, ca de ex. reproducerea. De asemenea, o dinamică naturală a râului este esențială pentru a asigura habitatele necesare îndeplinirii ciclurilor de viața a numeroase specii de faună și floră: fluctuațiile zilnice și sezoniere asigură existența habitatelor, de exemplu pentru reproducerea peștilor, pentru hrănirea juvenililor, dar și pentru reproducerea amfibienilor, a insectelor, sau a vegetației. Practica de a limita debitul maxim instalat, este cu atât mai eficientă și utilă ecosistemelor, cu cât sunt mai mici debitele salubre sau cu cât șansele sunt mai mari ca debitul salubru să fie oprit intenționat.

Studiul de caz abordat în scenariul 3 al acestui capitol arată măsura impactului unor derivații succesive asupra curgerii de-a lungul unui curs de apă, în special dacă se observă și curbele de durată, ilustrate în fig. 6. 32.

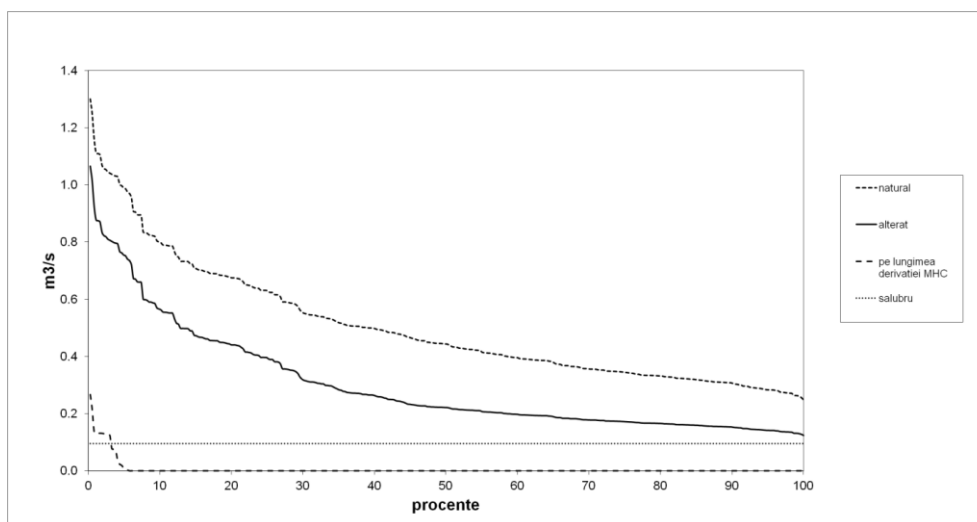


Figura 6.32. Curbele de durată pentru curgerea naturală, cea alterată rezultată în urma unei derivații amonte de MHC, cea pe lungimea derivației MHC și, pentru comparație, debitul salubru cu valoare constantă.

Astfel, după cum am arătat, debitul de servitute în România este în așa mod ales, încât debitul natural al râului să fie mai mare decât această valoare 95 % din timp. Prin urmare, râul are și momente în care se află în mod natural într-o stare mai secetoasă (5 % din timp). Am evitat în mod deliberat noțiunea de "stare nefavorabilă", deoarece funcționarea ecosistemelor este asigurată de întreaga dinamică – și de apele mari și de cele scăzute.

Dar se poate observa că, deja în urma primei abstracții din amonte, debitul de servitute este doar puțin depășit, pentru ca în urma celei de-a doua abstracții, pentru MHC, debitul de servitute să fie atins numai câteva zile pe an, valoarea maximă a debitului fiind de $0.266 m^3/s$. Mai mult, secțiunea de râu din avalul captării se poate numi "râu" numai câteva zile pe an, restul perioadei fiind alocat producerii de energie.

6.6 Stabilirea debitului de servitute pe râul Sebeșel 169

Trebuie înțeles că în aceste considerente au fost luate în calcul mediile multianuale ale debitelor medii zilnice, ceea ce poate duce la exemple concrete din teren, care aparent pot contrazice cele arătate: perioade mai lungi cu ape mari sau, din contră, perioade mai lungi de secetă.

Este cunoscut faptul că restabilirea unui regim de curgere adecvat este o condiție pentru atingerea stării ecologice bune, iar, după cum este ilustrat și în fig. 6.33, o alterare semnificativă a hidrologiei atrage după sine o deteriorare a stării ecologice a corpului de apă (EEA, 2012). Cu cât sunt mai lungi și mai dese perioadele cu debite reduse, cu atât mai semnificative sunt consecințele asupra corpului de apă (LAWA, 2001).

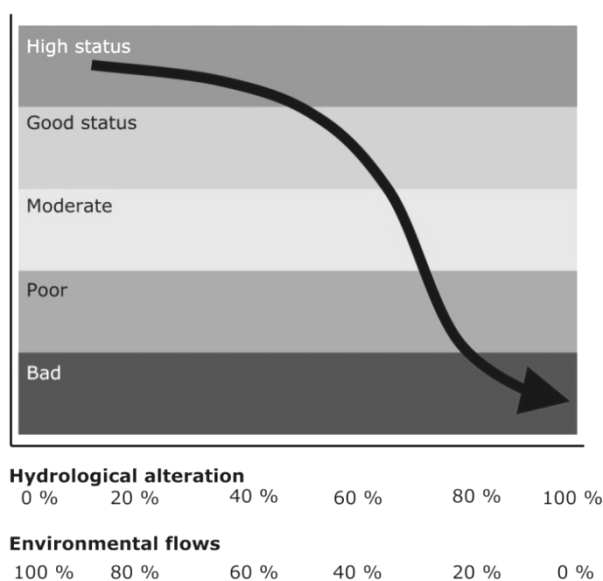


Figura 6.33. Relații teoretice între debitele salubre și starea ecologică a corpului de apă, sursa: EEA (2012).

În documentul ghid WFD CIS (2003) sunt prezentate diferite unelte pentru stabilirea stării ecologice, enunțând criteriile pentru stabilirea modificărilor acceptabile a presiunii antropice care să permită atingerea stării foarte bune. Morfologia râului trebuie să fie compatibilă cu o refacere și o recuperare a biodiversității și a funcțiilor ecologice din starea nealterată, iar regularizarea și derivațiile debitelor au voie să prezinte numai efecte minore. De asemenea, zona ripariană trebuie să fie vegetată cu o compoziție specifică râului.

Evaluând debitele salubre ca un instrument pentru atigerea obiectivelor Directivei Cadru Ape, Sanchez Navarro și colaboratorii (2012) au obținut o corelație între debitele rămase în albie și starea ecologică a râului. Astfel, urmărind figura 6.34, se poate observa că , pentru a se încadra în starea bună, debitul salubru va

trebui să acopere între 50 și 25 % din debitul anual, respectiv debitele prelevate să ia valori între 75 și 50 % din debitele anuale.

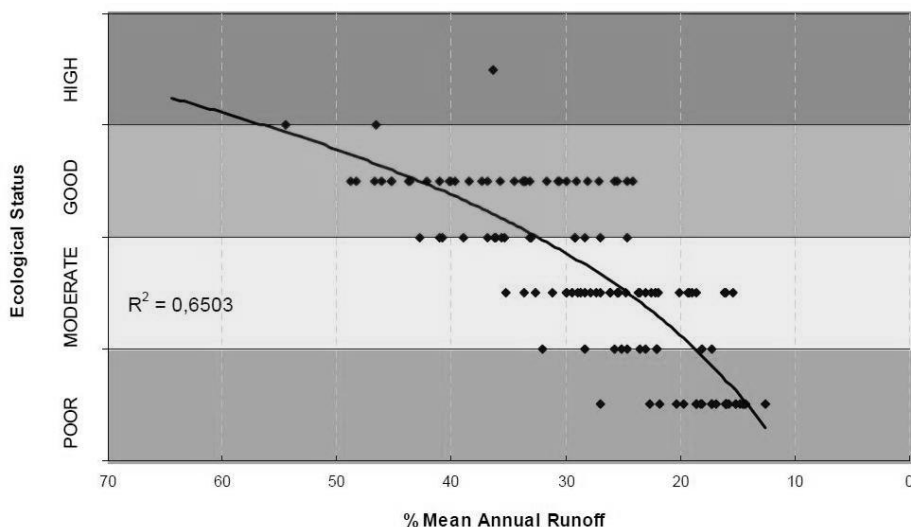


Figura 6.34. Relația cantitativă între debitele rămase în albie, exprimate în procente din debitul mediu anual, și starea ecologică a râului. Sursa: Sanchez Navarro și colab. (2012).

În România, debitul salubru este calculat la valoarea $Q_{95\%}$, care reprezintă o valoare a debitului, atinsă numai 18 zile dintr-un an mediu, în perioada cea mai secetoasă. În timpul derivării debitelor, această valoare – dacă este respectată – este depășită numai când se ating limitele tehnologice ale amenajărilor. Totodată, este cunoscut că nivelul apei freatice scade odată cu nivelul apei din cursul de apă: cu cât sunt mai mici debitele rămase în albie, cu atât mai mult sunt afectate luncile (MUNLV, 2005).

În România, prevederea "Q95% este debitul cursului de apă care este depășit 95 % din timp (an, lună, sezoane sau perioade din timp specificate), determinat pe baza șirurilor de debite medii zilnice existente în secțiunea de calcul" poate lăsa loc unor interpretări, de exemplu, de a stabili debitul salubru defalcat, pe luni calendaristice, ajungând în lunile secetoase la diferențe însemnate față de valorile Q95% anuale. Valorile de referință adoptate în Marea Britanie sunt cele anuale.

După cum am arătat, impactul asupra râurilor poate fi considerabil, în special dacă există mai multe prelevări pe același curs de apă, fiecare aprobată separat, fără a se evalua impactul cumulat, cum ar fi firesc și cum prevede legislația națională și comunitară. Mai mult, debitul salubru trebuie calculat cu ajutorul curbelor de durată pentru curgerea naturală, și nu pentru cea rezultată în urma unor prelevări de apă în amonte. Numai astfel se poate asigura viabilitatea ecosistemelor din aval. O aplicare a legislației existente, prin aplicarea sancțiunilor și suspendarea sau retragerea avizelor de gospodărire a apelor ar putea duce în timp la instalarea unui climat civilizată în acest domeniu "verde" al producerii energiei electrice.

6.6 Stabilirea debitului de servitute pe râul Sebeșel 171

Impunerea aparatelor de măsură a debitului salubru, împreună cu înregistrarea datelor, trebuie să devină o măsură generală, odată cu obligativitatea raportării acestor date autorității competente. Pentru a sprijini operatorul lucrărilor hidrotehnice, trebuie montate repere vizuale fixe (*fool-proof*), care să permită constatarea foarte simplă, vizuală, a prezenței debitului de servitute, chiar și de către simplul trecător. De asemenea, vor trebui revizuite avizele de gospodărire a apelor, în cazul în care prin acestea au fost stabilite debite salubre prea mici.

În ceea ce privește încadrarea corpurilor de apă în diferite clase de calitate, în elaborarea planurilor de management bazinale și în procesul de reglementare va trebui ținut cont de faptul că derivația a mai mult de 20 % din debitul anual nu mai poate fi considerată o intervenție "minoră" sau "nesemnificativă" și, cum s-a arătat în protocolul BMFLUW Ökologie 01.12.2004, **o deteriorare a stării de la foarte bună la bună este deja dată de modificarea antropogenă a parametrilor hidromorfologici**, astfel încât aceștia nu mai corespund stării foarte bune (Jäger, 2007). Și Directiva Cadru Ape descrie elementul calitativ hidromorfologic "regim hidrologic" pentru starea foarte bună: "*Cantitatea și dinamica debitului și legătura cu apele subterane reflectă în totalitate sau aproape în totalitate condițiile neperturbate*".

Chiar dacă nu este exprimat explicit, în fiecare țară este necesară asigurarea unor **adâncimi minime**, pentru păstrarea continuității și migrației ihtiofaunei, însă doar în Austria și Germania sunt precizate valorile adâncimilor pentru a căror obținere trebuie majorat debitul salubru.

Deoarece metodologia românească de stabilire a debitelor salubre menționează doar teoretic necesitățile ecologice ale peștilor, dar nu prevede și o deplasare la fața locului, cu inspectarea întregului curs ce urmează a fi afectat, este previzibil că vor exista cazuri în care se vor stabili debite de servitute care vor corespunde într-adevăr cantitativ cu Q95%, dar care nu vor îndeplini cerințele la un habitat care să permită migrația faunei piscicole.

În plus față de valorile amintite, în Austria se asigură o **dinamică a râului** prin debitul dinamic suplimentar de 20% din debitul de moment al râului, iar în Marea Britanie prin limitarea debitului instalat la 0,4 respectiv 0,5Q_{normal}, caz în care, toată cantitatea de apă ce depășește Q_{normal} rămâne în albia naturală a râului. O atare dinamizare poate facilita procesele naturale de transport al aluviunilor. Numai astfel poate fi evitată eroziunea accentuată a albiei, care ar putea afecta la rândul ei, prin coborârea nivelului apei, și conectivitatea laterală, făcând ca tributarii să prezinte o cădere însemnată la confluențe.

Cu toate că la viteze mici de curgere ale apei, fauna piscicolă își pierde habitatul (Baars et al 2001) și începe să prezinte modificări comportamentale (Adam, 2010), **viteze minime** de respectat în albiile naturale sunt precizate doar pentru Austria și Germania.

Trebuie menționat că, diferit de România, unde nu se specifică cum și când se verifică eficiența instalațiilor pentru debitul salubru și starea ecologică a secțiunii din aval de barare, cel puțin în Anglia și Austria, pentru o **autorizare finală** trebuie

efectuată o expertiză ecologică după 3 sau 4 ani de funcționare. Această expertiză cade în sarcina operatorului și trebuie să dovedească eficiența pasajului.

Dotarea cu un pasaj pentru migrarea faunei acvatice poate implica un debit crescut pentru operarea pasajului: astfel, din practica internațională se poate deduce că debitul minim pentru o corectă funcționare a pasajelor este de 0.080 – 0.110 m³/s, în funcție de tipul pasajului, putând depăși valoarea de 2 m³/s pentru anumite specii de pești..

Pentru **măsurarea și înregistrarea debitelor salubre** există o obligativitate doar în Austria și Anglia, unde se prevede și necesitatea unei automatizări care să oprească turbinarea în momentul în care debitul în aval scade sub o anumită valoare. Totuși, în România, Legea Apelor prevede că autorizația de gospodărire a apelor poate fi modificată sau retrasă dacă instalațiile nu sunt întreținute, respectiv poate fi suspendată temporar dacă nu s-au respectat condițiile impuse inițial sau dacă lucrările nu prezintă siguranță în exploatare atât cu privire la rezistența structurilor, cât și la eficiența tehnologiilor adoptate sau pentru abateri repetate sau grave de la condițiile de folosire sau de evacuare a apei.

Se poate aminti că în România, potrivit Legii Apelor, debitele salubre sunt stabilite de către Regia Autonomă Apele Române. Cum mărimea debitului salubru este invers proporțională cu veniturile realizate din exploatarea energetică, se poate pune problema unui conflict de interese în acest caz: Regia stabilește debitul salubru și monitorizează calitatea apelor, însă nefiind finanțată de la buget, depinde de venituri din diferite taxe de la operatorii economici, proporționale și ele cu debitele uzinate.

După cum am arătat, debitul salubru nu este caracterizat numai de o valoare constantă, exprimată în m³/s. Se pune și problema dinamicii, dar și a calității: pe de o parte un debit salubru redus este sensibil la poluare chimică și la încălzire, pe de altă parte calitatea apei care constituie debitul salubru este esențială: poate fi asigurată printr-o golire de fund, fiind rece, prea puțin oxigenată șamd.

Chiar dacă energia apei este o resursă regenerabilă practic infinită, amenajările hidroenergetice, pe lângă resursele folosite la construcția propriu-zisă și la întreținerea amenajărilor, mai utilizează și o resursă de multe ori ignorată, dar foarte sensibilă și care s-a dovedit a fi o **resursă neregenerabilă: habitatul modificat** în urma implementării proiectului și care nu mai poate fi restaurat 100 % nici cu costuri enorme (Rey-Benayas et al., 2009). De aceea trebuie luate toate măsurile posibile, cu cele mai bune practici disponibile, de a păstra ecosistemul râu într-o stare de funcționare viabilă. Trebuie reținut că fauna în migrație va trebui să parcurgă întreg sectorul dotat cu un debit scăzut, extrem chiar, în care datorită cantității mici de apă s-au modificat și alți parametri, cum ar fi temperatura, oxigenarea, pH-ul etc. Dar, după ce a trecut această porțiune adversă, întâlnește de obicei un alt obstacol, cel puțin la fel de dificil de depășit: pasajul artificial pentru fauna piscicolă amenajat la locul de captare. Practica arată că pasajele construite până în prezent în țara noastră sunt construite fără a aplica cele mai bune practici disponibile și în consecință au o eficiență foarte scăzută.

6.6 Stabilirea debitului de servitute pe râul Sebeșel 173

Este evident ca nu se poate asigura o curgere identică cu cea naturală, dacă se dorește utilizarea unor debite. Societatea este cea care va trebui sa decidă cât de importante sunt ecosistemele, serviciile și produsele acestora. Această decizie trebuie atunci transpusă in practică, astfel încât să se asigure acel statut apei si ecosistemelor.

7 . Concluzii și contribuții

7.1. Concluzii generale

Creșterea continuă a cererii pentru energie regenerabilă, hrană și pământ pare să fie capcanele dezvoltării civilizației, omul negăsind până în prezent nicio soluție alternativă. În exploatarea resurselor acvatice intervin trei componente, care aparent se află în conflict: contextul economic reprezentat de competiție, liberalizare și deregularizare; apoi țintele energetice și de schimbare climatică și protecția mediului și a apelor. Ultima este reprezentată în cazul nostru de obiectivele Directivei Cadru Apă și a Directivei Habitate. Atingerea unui echilibru durabil trebuie să fie ținta oricărei administrații de resurse acvatice sau de arii protejate. În acest sens, România și-a propus până în 2015 aducerea a 163 de corpuri de apă la starea ecologică bună sau foarte bună, înscriindu-se astfel în curentul general din Europa, de a întreprinde măsuri concrete pentru a atinge obiectivele de mediu stabilite prin Directiva Cadru privind Apa.

În prezent, numeroase lucrări hidrotehnice presupun **bararea râurilor**, însă acestea reprezintă în majoritatea cazurilor o piedică în calea migrației peștilor, prezența lor în albia râurilor putând însemna izolarea genetică a populațiilor de pești, cu consecințele bine cunoscute a cosangvinizării, iar anumite specii - migratoare și nemigratoare - pot fi extirpate din cursul de apă amonte de baraje sau chiar de pe întreg cursul râului, ba chiar putându-se înregistra extincția speciei. La efectele întreruperii longitudinale se mai adugă și mortalitatea indusă prin aspirare în prizele de apă, prin reducerea debitelor și implicit a habitatelor, prin modificările hidromorfologice, chimice etc.

În această lucrare a fost arătat că speciile de pești sunt foarte diferite, cerințele de mediu fiind foarte variate: dacă unele specii de salmonide depășesc fără probleme obstacole de dimensiunile metrilor, pentru alte specii - unele protejate prin legislația națională sau europeană - căderile de 5 centimetri sau mai mari pot reprezenta obstacole de netrecut. Spectaculoasele imagini cu somonii care înoată în suvoaiele cascadelor țin de realitatea altor țări.

Lucrarea de față a tratat subiecte legate de proiectarea pasajelor pentru fauna acvatică, de monitorizarea acestor construcții, dar a abordat și problema debitelor salubre prezentând bazele teoretice cu exemple în studii de caz, reprezentative pentru această țară. Numeroase lipsuri au putut fi constatate în teren, subliniind direcția în care trebuie îmbunătățită legislația actuală.

Chiar dacă numărul **actelor legislative** este relativ mare și subiectul este unul complex, în ceea ce privește pasajele pentru pești există o direcție unică, de reținut fiind că pentru a atinge starea ecologică bună a râurilor trebuie asigurată continuitatea longitudinală, care în prezent se asigură prin îndepărtarea barajelor

sau prin amenajarea unor pasaje pentru migrația faunei acvatice în dreptul barărilor. Simpla amenajare a pasajelor pentru pești nefiind suficientă, ele trebuie realizate după cele mai bune tehnici disponibile, trebuie să-și dovedească eficiența pentru toate speciile de pești și trebuie să fie dotate cu un debit suficient pentru funcționare. Bineînțeles că, pentru a păstra sau atinge starea ecologică foarte bună condițiile sunt și mai stricte, la fel ca în cazul în cazul ariilor protejate,.

Se observă că există prevederi legale atât cu privire la aspectul cantitativ, cât și calitativ al apei, Directiva Cadru privind Apa oferind o abordare unitară a acestui domeniu, fiind sprijinită de prevederile Directivei Habitate, care include și conservarea habitatelor, protejarea speciilor șamd. Se poate constata că Directiva Cadru privind Apa, Directiva Habitate și Legea Apelor, împreună cu legislația complementară constituie o bază adecvată, însă ineficiența pasajelor, lipsa debitelor salubre și întreruperile longitudinale cauzate denotă o slabă implementare a legislației. Este important de înțeles că nu pot fi atinse obiectivele de mediu ale Directivei Ape dacă nu se asigură o continuitate longitudinală râurilor. Măsurile prin care se asigură continuitatea longitudinală pot fi măsuri de evitare a lucrărilor, de compensare a habitatelor, de echilibrare a habitatelor sau de protecție a speciilor și habitatelor. Măsurile de evitare a lucrărilor, respectiv de conservare a mediului natural s-au dovedit a fi cele mai eficiente și mai rentabile pe termen lung.

Mai departe, dacă urmărim aspectele tehnice, în țara noastră se poate constata lipsa unor linii directe pentru realizarea pasajelor pentru pești sau pentru asigurarea habitatelor necesare ori pentru stabilirea debitelor salubre. De asemenea, lipsește diferențierea conceptului de pasaj pentru migrația în amonte, pentru care se folosea termenul de scări de pești, de cel al pasajului pentru migrația în aval, care este strâns legat de protecția faunei la prizele de apă.

Planurile de management ale bazinelor/spațiilor hidrografice din România ar trebui să constituie instrumentul pentru implementarea Directivei Cadru Apă, având drept scop gospodărirea resursei de apă și protecția ecosistemelor acvatice, având ca obiectiv principal atingerea „stării bune” a apelor de suprafață și subterane. Pe parcursul lucrării s-a putut constata că în paralel cu planurile de management sunt utilizate planurile de amenajare a bazinelor hidrografice, astfel încât în prezent se realizează investiții care nu respectă obiectivele precizate, putându-se înregistra o deteriorare a stării unor corpuri de apă. Un alt aspect care contribuie la nerespectarea planurilor de management este faptul că administratorul resurselor de apă este și beneficiarul taxelor colectate de pe urma utilizatorilor, astfel încât, orice proiect aprobat aduce un venit în plus în bugetul acestui administrator.

Planurile de management nu au fost corelate cu diferite strategii, ca de exemplu cea energetică, deoarece ținta României este ca 24% din consumul final brut de energie din anul 2020 să provină din surse regenerabile, dar cu toate că ținta a fost atinsă deja la începutul anului 2014, presiunea pentru viitoare proiecte hidroenergetice este și în prezent foarte mare. Trebuie conștientizat că dezvoltarea economică a acestui sector se face pe seama habitatelor naturale pe de o parte, dar

și pe seama populației pe de altă parte, care în prezent plătește pentru certificatele verzi 8.92 Euro/MWh în plus la factura curentului electric.

La sfârșitul anului 2012, din 181 de pasaje existente, 20 erau listate ca nefuncționale de către Administrația Națională Apele Române. Cifrele actuale vor fi prezentate în urma alcătuirii noilor planuri de management, dar s-a putut constata o creștere semnificativă a numărului de proiecte de microhidrocentrale, în paralel cu asigurarea apei potabile pentru locuitori. Nefiind precizată metoda de evaluare a pasajelor pentru pești, dacă se umăresc studiile de caz din această lucrare, se poate constata cu ușurință că procentajul pasajelor nefuncționale sau ineficiente este mult mai mare, un exemplu grăitor fiind ineficiența constatată în studiile de caz la 100% din pasajele aferente spațiului hidrografic Banat de la sfârșitul anului 2012.

Un aspect important este faptul că nicio construcție pentru facilitarea migrației piscicole nu poate avea o eficiență de 100%, în consecință fiind necesară precizarea valorii unei eficiențe de referință, dar și limitarea numărului acestor lucrări pe un râu. Obstrucțiile nu reprezintă numai o piedică în calea faunei, dar modifică într-o măsură mai mică sau mai mare diferite habitate și induc o întârziere în migrație. De asemenea poate fi prezent pericolul aspirării în prizele de apă sau de vătămare în timpul migrației în aval peste deversoare. Mai trebuie avut în vedere că o rută liberă pentru migrație nu este suficientă pentru refacerea stocurilor naturale, aceasta depinzând și de calitatea apei, dinamica și cantitatea debitelor, prezența habitatelor etc.

Chiar dacă cea mai bună soluție pentru asigurarea continuității unui râu este evitarea construirii unei barări sau demolarea barării, pe parcursul lucrării am prezentat cele mai importante **tipuri și soluții pentru reducerea impactului unei barări și pentru asigurarea migrației faunei acvatice**. Soluțiile pot fi unele cvasi-naturale, constând din amenajarea unor fragmente de râu, care să ocolească obstacolul, sau pot fi unele tehnice, mai puțin aspectuoase, ambele tipuri necesitând la fel de multe cunoștințe de hidraulică, de ecologie și etologie.

Pentru **validarea eficienței**, în majoritatea țărilor dezvoltate este obligatorie o verificare tehnică și ecologică a funcționalității măsurilor întreprinse pentru protecția apelor. Dacă nu sunt îndeplinite obiectivele ecologice, trebuie identificate și apoi înlăturate cauzele, până la remedierea situației. Studiile de caz și literatura de specialitate au arătat că în prezent în România nu se efectuează o evaluare a pasajelor pentru pești, cu atât mai puțin o monitorizare permanentă. Lipsa acestor demersuri face ca pe teren să existe numeroase lucrări care nu-și îndeplinesc scopul. Trebuie reținut că rezultatele monitorizării reprezintă o unealtă foarte importantă în managementul resurselor de apă, permițând adaptarea modului de operare pentru o utilizare durabilă a acestor resurse.

Pentru evaluarea și supravegherea pasajelor pentru fauna acvatică există numeroase metode, iar soluțiile vor fi specifice condițiilor locale și cerințelor de monitorizare. Tehnicile actuale implică captura peștilor care au parcurs pasajul, marcarea indivizilor pentru a urmări comportamentul în bieful aval, în pasaj și în bieful amonte. Diferite feluri de mărci sunt folosite, inclusiv emițătoarele radio sau acustice. Acestea din urmă permit utilizarea unor sisteme automate de urmărire a

peștilor, fiind plasate în puncte cheie a pasajului sau a râului. De asemenea, observațiile pot fi completate prin utilizarea camerelor subacvatice sau prin numărătoare automate de pești.

Totodată a fost arătată și necesitatea unei judicioase planificări a lucrărilor de întreținere și monitorizare, lucrări care necesită acces cu diferite mijloace, dar și un buget pentru întreaga perioadă de funcționare.

Sinteza bibliografică de la începutul acestei teze a identificat în domeniul conectivității râurilor numeroase **ghiduri și studii**, majoritatea în limbile engleză, germană sau franceză, bazate pe noile tehnologii, pe fundamente solide și științifice. În mod regretabil, în România nu există lucrări care să vină în întâmpinarea proiectanților care se confruntă cu subiectul continuității longitudinale.

Calculul, dimensionarea și proiectarea pasajelor pentru migrația faunei acvatice necesită stăpânirea bazelor teoretice a curgerii cu suprafață liberă, dar, pentru o corectă adaptare la performanțele peștilor, necesită și o cunoaștere a performanțelor și a comportamentului speciilor vizate. O constatare importantă în urma studiilor de caz pe teren, este realizarea pasajelor fără a avea cunoștință despre fauna prezentă și potențial prezentă, rezultând scări de pești fără niciun fel de utilitate. S-a arătat importanța cunoașterii faunei acvatice pentru a putea dimensiona corect pasajul.

În realizarea pasajelor pentru migrația faunei acvatice trebuie respectate anumite condiții minime: pe de o parte trebuie asigurate condițiile hidraulice necesare pentru o funcționare eficientă, pe de altă parte trebuie asigurate cerințele ecologice necesare speciilor țintă. Diferite procedee stau la dispoziția proiectanților, dintre care modelarea numerică și modelarea fizică se remarcă drept deosebit de utile, ultima fiind abordată în detaliu în cadrul tezei.

Pentru proiectarea unui pasaj pentru pești sunt necesare datele hidrologice de la fața locului: în afară de debitele caracteristice sunt necesare și cotele apelor în amonte și în avalul lucrării hidrotehnice, ceea ce aparent este destul de facil de înregistrat la construcțiile existente. Dar, în afara marilor lucrări, ca de exemplu SHEN Porțile de Fier I și II, aceste date nu sunt înregistrate și va fi inevitabil ca pasajele să fie realizate fără a lua în considerare cotele minime și cotele maxime care iau naștere pe perioada de operare.

Importanța modelării fizice constă în abilitatea de a verifica detaliile atât de importante ale fenomenelor hidraulice care iau naștere atât în pasajul pentru pești, cât și în imediata vecinătate a acestuia, putându-se astfel realiza o evaluare a situației generale, a curenților care iau naștere la sistemul hidroenergetic și care sunt hotărâtori pentru funcționarea unui pasaj pentru pești. Capitolul . . din această teză a prezentat o posibilă abordare a modelării unui pasaj pentru fauna acvatică, procedeele permițând verificarea și ajustarea parametrilor hidraulici pentru diferite debite și cote ale râului. Astfel, se poate realiza o însemnată economie de resurse, nemaifiind necesară modificarea structurilor după terminarea lucrărilor de construcție.

Modelarea fizică permite adaptarea elementelor constitutive ale unui pasaj pentru migrația faunei acvatice în așa fel, încât să se formeze un culoar continuu, în

care disiparea energiei să se efectueze în masa de apă a bazinelor, asigurându-se astfel condițiile necesare orientării și deplasării prin pasaj.

Anumite limite trebuie respectate în modelarea fizică. Scara la care se realizează modelele fizice se alege astfel încât să se poată face observațiile și măsurătorile necesare în cel mai economic mod posibil, dar și în așa fel, încât să existe o asemănare geometrică, cinematică și dinamică: pentru hidrocentrale sunt folosite asemănări geometrice la scara de 1:10 până la 1:50, iar pentru pasaje de pești se folosesc modele 1:2, 1:10, sau, pentru pasaje de dimensiuni însemnate 1:13. Cu toate că în model se obțin turbulențe mai mici decât în prototip, rezultatele acestor studii se dovedesc a fi foarte utile, deoarece caracterele generale ale curenților sunt redade suficient pentru proiectarea unui pasaj eficient.

Pe parcursul lucrării de față s-a arătat că studii pe animale sunt foarte rar aplicabile în modele la scară, deoarece fie indivizii sunt prea mari, fie nu sunt motivați corespunzător deoarece au o vârstă nepotrivită sau chiar un comportament diferit față de speciile țintă. De reținut este că studiile etohidraulice se pot efectua în condiții de laborator numai dacă se reproduce o secțiune din pasaj sau dacă se reproduc condițiile regăsite într-un pasaj, însă necesită o bună înțelegere, atât a hidrodinamicii, cât și a biologiei și comportamentului organismelor acvatice.

În urma experimentelor efectuate în cadrul laboratorului de hidrotehnică a Universității Politehnica Timișoara s-a obținut un regim de curgere care să corespundă cerințelor faunei acvatice, după nivelul științific actual. Pe lângă zonele de caracterizate de diferite grade de disipare a energiei, curentul de apă din pasajul pentru pești prezintă o continuitate, cu vitezele cuprinse în limitele admise. Culoarul de migrație a putut fi dimensionat la valorile necesare, chiar cu un coeficient de asigurare, pentru a putea realiza un grad de turbulență adecvat migrației organismelor acvatice. În afara culoarului propriu-zis au rezultat și zone cu curgere mai lentă, astfel încât pasajul să poată fi utilizat și de speciile mai slab înotătoare.

Studiile de caz din această lucrare au surprins anumite aspecte ale realității în teren:

Situația actuală în **bazinul Dunării** este caracterizată de presiuni datorate protecției împotriva inundațiilor, generării de energie și aprovizionării cu apă, fiind prezente 1688 de bariere în râuri cu bazin hidrografic mai mare de 4000 kmp, 55% dintre acestea reprezentând în 2009 o piedică în calea migrației peștilor.

Pe **fluviul Dunărea** se semnalează 78 de bariere, din care numai 22 pot fi depășite de către pești. Localizate în regiunea noastră, dar de însemnătate pentru întregul curs al Dunării sunt lucrările hidrotehnice de la SHEN Porțile de Fier. Deoarece populațiile diferitor specii de sturioni foloseau habitatele din amonte ale acestor lucrări pentru reproducere, pentru conservarea acestor specii sunt necesare măsuri urgente de asigurare a continuității longitudinale la cele două sisteme hidroenergetice. Studiile preliminare au arătat că realizarea unor pasaje este posibilă și că în prezent mai există sturioni care străbat cei peste 800 de km din Marea Neagră până la baraje.

Analiza situației corpurilor de apă din **bazinul Sebeșului** relevă existența a 14 baraje mai mari de 0,4 m pe cursurile de apă și 4 canale din beton, dintre care doar 6 au fost dotate cu pasaje pentru migrația faunei acvatice. Dintre cele 6 pasaje nu a putut fi identificat niciunul care să îndeplinească criteriile de pasabilitate din ghidurile de bune practici, cu toate că au fost construite recent, după anul 2009, de diverși proiectanți și firme diferite. Mai mult, unul dintre baraje a fost construit fără pasaj pentru pești la o distanță de 5 ani de la emiterea Ordinului 1163 din 16 iulie 2007, care prevedea obligativitatea pasajelor pentru căderi mai mari de 0.4 m. Lipsa eficienței unui număr de 5 pasaje din cele 5 menționate ca „funcționale” în spațiul hidrografic Banat și construirea unui nou pasaj ineficient trebuie să constituie un semnal de alarmă pentru administratorii resurselor acvatice. Rezultatul studiului pune la îndoială utilitatea mecanismelor prin care se face avizarea lucrărilor de acest fel.

Fiind unanim acceptat că trebuie stabilită continuitatea longitudinală a corpului de apă pentru atingerea obiectivului de mediu „starea ecologică bună”, rezultă că obiectivele de mediu propuse nu vor fi îndeplinite până la îndepărtarea barajelor sau până la realizarea unor pasaje eficiente.

În bazinul Sebeșului au fost identificate canalele casetate, barările pentru gater și pentru captarea apei potabile, precum și bararea de lângă lacul-tampon Zervești cu canalul de beton aferent, niciuna din ele nefiind inventariată de Planul de Management, chiar dacă erau prezente la data întocmirii. De la elaborarea Planului de Management au intervenit modificări prin construirea unui număr de 7 lucrări de barare și derivație care au ca urmare întreruperi a continuității longitudinale și, implicit, o deteriorare a stării unor corpuri de apă cu stare ecologică bună, ceea ce contravine principiilor enunțate în Directiva Cadru Ape și, totodată, a Legii Apelor.

Prin ignorarea faunei prezente în habitatele afectate, prin lipsa oricăror studii pe teren, dar și prin neglijarea gradului de protecție a ariei afectate, s-a acordat mult prea puțină importanță măsurilor de reducere a impactului, iar pasajele pentru pești au fost realizate într-un mod deficitar sau nici măcar nu au fost realizate, toate acestea în situri desemnate și pentru protecția unor specii de pești, în care sunt prezente specii endemice și/sau de interes comunitar. Mai mult, importante proiecte, ca cel pentru îmbunătățirea navigației de pe brațul Bala a fost amânat ani de zile, pentru ca apoi să fie realizat pe etape, în final reieșind că finalizarea construcției nu putea fi asumată, rezultând cheltuieli însemnate pentru o investiție efectuată numai pe jumătate. Reiese importanța de a trata cu maximă seriozitate studiile premergătoare construcției, pasajele pentru pești trebuind realizate prin implicarea specialiștilor cu experiență în acest domeniu.

În ceea ce privește **debitul de servitute**, în țările dezvoltate se practică înregistrarea permanentă, cu sancțiuni drastice pentru încălcarea prevederilor legale. Este de amintit obligativitatea unui sistem de reducere a debitului prelevat, până la oprirea automată a turbinării în cazul nerespectării debitului salubru pentru râurile din Anglia. Până în prezent, România nu a introdus obligativitatea generală de înregistrare a debitului de servitute, iar studiile de caz au identificat numeroase și repetate abateri de la prevederi.

Metodele aplicate în diferitele țări utilizează diferite concepte în determinarea debitului salubru, însă toate urmăresc asigurarea unor populații viabile în avalul derivațiilor de apă. Chiar dacă mărimea debitului salubru variază de la țară la țară, se poate constata că, în timp ce în România valoarea de $Q_{95\%}$ este de referință, în Anglia această valoare este de $Q_{90\%}$. Condiții mai restrictive există în Regatul Unit cu privire la debitul instalat, iar dimensiuni minime a habitatelor pentru pești și adâncimi minime de asigurat sunt integrate în metodele din Austria și Germania, în timp ce dinamica este asigurată în Austria prin asigurarea unui procent de 20 % din curgerea momentană sau în Anglia prin limitarea debitului instalat la debitul mediu multianual.

Deoarece în România se utilizează o metodă statistică, debitul de servitute nu este stabilit pe criterii ecologice, și, în consecință, nu sunt specificate dimensiuni de habitate sau adâncimi de asigurat. În condițiile legislative actuale, singura șansă de adaptare a debitului salubru în urma considerării necesităților faunei ar fi adoptarea unor măsuri de diminuare a impactului în cadrul studiilor de mediu în etapa de reglementare, problematic fiind că aceste studii sunt numai uneori solicitate de către agențiile de protecția mediului.

Din studiul de caz este ușor de înțeles că, în cazul râurilor cu debit mic, debitul salubru stabilit conform actualei metode din România nu este suficient pentru funcționarea unui pasaj de pești. Ceea ce, după cum au arătat și studiile de caz, poate cu ușurință duce la realizarea unor pasaje pentru fauna acvatică care să fie adaptate valorii debitului de servitute, și nu nevoilor reale ale peștilor și nevertebratelor..

Dacă este general acceptat că anumite caracteristici ale hidrografului, precum variabilitatea, seceta naturală sau viiturile naturale sunt esențiale pentru ecosisteme, trebuie înțeles că debitele salubre stabilite prin diferite metode sunt doar o măsură de limitare a impactului abstracțiilor asupra mediului, care atrag îndepărtarea regimului curgerii, într-o măsură mai mică sau mai mare, de cel natural. Dar, datorită diferențelor culturale și geografice nu există o metodă recomandată la nivel european și fiecare țară dispune de o metodă proprie de calcul. Dezvoltarea sectorului hidroenergetic și în special al celui microhidroenergetic în România poate fi pusă sub semnul întrebării din mai multe motive: ținta de dezvoltare a sectorului energetic regenerabil a fost atinsă în 2014, cu 6 ani înainte de termen; dezvoltarea se face pe seama cetățenilor și a consumatorilor prin alocarea fondurilor europene, de la bugetul de stat și prin certificatele verzi, toate investițiile semnificând o fragmentare și o pierdere de habitate, pierdere care nu mai poate fi reversată. Un număr mic de hidrocentrale, 3.5% din numărul total, asigură 88% din aportul de energie hidro, un argument în plus pentru centralele de mare capacitate și în defavoarea microhidrocentralelor. De altfel, Hidroelectrica încearcă să vândă în perioada 2013 -2014 un număr de 88 de microhidrocentrale, deoarece costurile de operare și de mentenanță sunt semnificativ mai mari decât veniturile pe care le generează. Dacă investițiile vor continua în ritmul actual și dacă normele de protecție a mediului nu vor fi respectate, se vor înregistra consecințe dezastruoase pentru resursele naturale, baza oricărei economii. Se vor naște cheltuieli însemnate

pentru restaurarea habitatelor, pentru repararea greșelilor din faza de proiectare și construcție și se va împiedica dezvoltarea altor sectoare importante, precum turismul durabil.

În urma studiului efectuat, **pentru noile lucrări de tipul microhidrocentralelor** in arii protejate rezultă următoarele necesități: efectuarea unei inventarieri științifice a faunei acvatice, în special în ariile naturale protejate; atragerea administrației ariei protejate în procesul de proiectare; consultarea și respectarea literaturii actuale despre pasajele pentru fauna acvatică; respectarea documentațiilor tehnice; respectarea debitului de servitute.

Cu ocazia efectuării acestor studii au putut fi identificate numeroase **pieđici și constrânger**i în asigurarea continuității longitudinale a râurilor. Un subiect, care nu este legat de partea tehnică, este slaba implicare a publicului în procesle de decizie. Se poate observa o oarecare reținere din partea autorităților de a face publice intențiile de aprobare a anumitor proiecte, în repetate rânduri nefiind îndeplinite nici măcar cerințele legale de publicitate. Totodată, numeroase informații de mediu nu sunt considerate publice, ca de exemplu autorizațiile de gospodărire a apelor, care prevăd debitele de servitute și aparatura de debitmetrie obligatorie, astfel încât se favorizează încălcarea acestor prevederi. Ori, experiența ultimilor ani din România și istoria țărilor dezvoltate arată foarte clar că investițiile dezvoltate fără acordul sau fără contribuția publicului aduc mari deservicii societății în general: proiecte, care ar presupune investiții din bugetul european sau național, sunt amânate pentru mai muți ani de zile, chiar oprite total, mecanismele de finanțare sunt și ele suspendate până la clarificarea situației față de organismele de control ale UE, iar alte și alte proiecte au de suferit în urma amânării sau sistării plăților și liniilor de proiecte. În acest context pot fi amintite numeroase proiecte de dezvoltare de microhidrocentrale efectuate fără respectarea normelor naționale și europene, ceea ce a dus în 2014 la sistarea aprobării unor noi proiecte până la clarificarea cerințelor pentru protecția mediului. Mai mult, în 2014 au fost excluse microhidrocentralele din Acordul de Parteneriat dintre România și Cominisa Europeană, document central care dictează dezvoltarea socio-economică a României prin fondurile europene.

Situația economică a unei țari este determinantă pentru realizarea unor măsuri de reducere a impactului la construcțiile deja existente. Pe lângă fondurile proprii ale operatorilor, de multe ori aceste lucrări depind de bugetul national sau european, dar s-a putut observa că există cazuri când plățile sunt fie amânate, fie anulate. În orice caz, trebuie menționat că "piața" protecției mediului și a restaurării ecologice, domenii în care sunt cuprinse și pasajele pentru pești, este una însemnată: astfel, numai două exemple: Elveția, țară non-EU, a planificat în buget cheltuieli de ca. 832 milioane franci elvețieni pentru asigurarea migrației la jumătate din barajele sale, iar landul Mecklenburg-Vorpommern a atras 26 milioane Euro din fondurile europene pentru asigurarea continuității longitudinale.

Bineînțeles că viitoarele proiecte de dezvoltare reprezintă și ele o amenințare la adresa faunei acvatice, amenințare care poate fi înlăturată dacă se respectă legislația și ultimele cunoștințe științifice. Dacă subvențiile sunt un

instrument al guvernelor de a conferi avantaje consumatorului sau producătorului, trebuie avut în vedere că anumite subvenții se înscriu în categoria celor dăunătoare mediului (subvenții nocive), care conferă avantaje consumatorului sau producătorului, dar prin aceasta afectează principiile unor practici de mediu sănătoase, durabile. Studiul de caz a identificat modul în care fonduri europene și naționale au curs într-o însemnată investiție hidrotehnică, care, pe lângă faptul că a fost realizată cu un dispreț total pentru valorile naturale, s-ar putea să nu fie rentabilă dacă se respectă prevederile legale sau dacă nu s-ar aplica sistemul de subvenții reprezentat de certificatele verzi.

Piedici sau constrângeri pot fi considerate și inflexibilitatea legislației și politicilor existente, necesitatea de a cumpăra teren sau de a compensa cu alt teren, competențe instituționale și administrative complexe, folosințe multiple și adesea antagonice a lucrărilor hidrotehnice, cerințele agriculturii, calitatea apei, promovarea la nivel european a construcțiilor hidroenergetice care necesită baraje, lipsa conștientizării publice a necesității restaurării, proiectele complexe care necesită acordul mai multor autorități, chiar țări diferite, cum este exemplul Porților de Fier sau lipsa dovezilor științifice și a monitoringului care să demonstreze necesitatea sau valoarea restaurării.

Proiectele care au depășit deja diferite piedici și constrângeri ne oferă adevărate lecții și evidențiază diferitele oportunități, care pot fi aplicabile și în alte regiuni. Astfel, nu se poate sublinia suficient importanța proiectelor-pilot pentru dezvoltarea unui astfel de sector.

În cazul lucrărilor de restabilire a continuității, timpul lung de răspuns poate prezenta o provocare specială: restaurarea ecologică presupune un proces evolutiv destul de încet. Cu toate acestea, fiecare proiect trebuie verificat după anumiți indicatori de performanță, iar dacă este necesar trebuie corectate măsurile lipsite de eficiență. Amânarea unor măsuri de restaurare poate duce la cheltuieli superioare sau la imposibilitatea de restaurare a respectivelor specii sau habitate. De asemenea, chiar dacă există soluții pentru diminuarea impactului, cum ar fi pasajele pentru pești, este periculoasă viziunea că, prin asigurarea conectivității prin pasaje de pești, se pot menține populațiile chiar și dacă crește la infinit numărul obstacolelor de pe cursul unui râu. Mai degrabă, principiile precauției și prevenirii trebuie să predomină, deoarece, dacă până în prezent anumite specii au reușit să supraviețuiască infrastructurii existente, aceasta nu implică și faptul că vor putea supraviețui unei densități mai mari a intervențiilor umane.

Obiectivele tezei au fost atinse, după cum urmează:

Lucrarea de față a abordat în detaliu construcțiile destinate migrației faunei acvatice în amonte, descriind contextul actual al domeniului abordat, necesitatea construirii unor asemenea pasaje și raționamentul științific pe care se bazează.

Mai departe, teza cuprinde o amplă sinteză bibliografică privind cercetările efectuate asupra scărilor de pești din România și de pe mapamond, analizând lucrări mai vechi sau mai noi, evaluând parcursul diferitelor concepte și dezvoltarea succesivă a pasajelor pentru pești.

A fost efectuată o descriere a diferitelor tipuri de pasaje utilizate în România și în spațiul internațional, abordând particularitățile și aplicabilitatea fiecărui tip. Pentru a înțelege actualitatea problemei, lucrarea oferă o sinteză a tehnicilor de evaluare și stabilire a debitelor salubre, comparând metodele adoptate în diferite țări și expunând raționamentul pe care se bazează.

Studiile de caz au vizat situația actuală a lucrărilor transversale pe cursul Dunării sau pe râuri interioare, pentru acestea din urmă fiind făcute în completare studii amănunțite de teren privind existența diferitelor barări sau funcționalitatea unor pasaje pentru migrație; datele rezultate din aceste studii depășind semnificativ volumul de date rezultat în urma alcătuirii planurilor de management al spațiilor sau bazinelor hidrografice.

Studiile pe teren pentru evaluarea impactului generat de construcția MHC asupra continuității longitudinale au cuprins și o analiză a impactului din punctul de vedere a legislației comunitare și naționale.

Studiile efectuate în laboratorul de hidrotehnică au adus o contribuție la stabilirea unui cadru pentru cele mai bune practici prin efectuarea unui program experimental în vederea optimizării condițiilor de migrație în pasajele de pești cu fante verticale. În urma studiului hidraulic în laborator a unor tipuri de scări au putut fi formulate propuneri în vederea unei corecte dimensionări.

Prin evaluarea stadiului actual al lucrărilor pentru asigurarea migrației faunei acvatice a fost creată baza pentru unele recomandări privind diferitele tipuri de pasaje care vor fi aplicate în România.

De asemenea, au fost identificate modificări legislative necesare, precum și prioritățile de cercetare – dezvoltare pentru a asigura o folosință durabilă a resurselor acvatice de suprafață, sumarizate pentru fluentă în capitolul. .

7.2. Contribuții originale

Programul de cercetare și rezultatele prezentate în această teză sunt caracterizate de o componentă originală, cu numeroase elemente de noutate, pentru România în mod special, dar cu un caracter practic, concret și real, abordând situația din România prin prisma celor mai noi date științifice:

Lucrarea de față cuprinde o sinteză a legislației comunitare și românești în domeniul continuității longitudinale și evaluează gradul de implementare în practica curentă.

Mai departe, identifică actorii principali din România în domeniul pasajelor pentru migrația faunei acvatice și a protecției habitatelor acvatice.

O comparație a legislației românești privitoare la debitele salubre cu cea din diferite țări permite o evaluare critică a metodelor adoptate, identificând elementele necesare pentru modificarea metodologiei de calcul și pentru conformarea cu cerințele Comisiei Europene.

Rezultatele studiului evidențiază necesitatea diferențierii conceptului de asigurare a migrației amonte față de cel de asigurare a deplasării faunei în aval,

arătând că în majoritatea cazurilor, soluțiile de migrare în amonte diferă radical de cele pentru protecția la prizele de apă și de cele pentru migrația în aval.

Evaluarea din punct de vedere hidromorfologic a unor pasaje pentru pești reprezintă o noutate în România, rezultatele putând fi un punct de pornire pentru acțiunile concrete de asigurare a continuității longitudinale în cadrul viitoarelor planuri de management al spațiilor hidrografice. Totodată, prin evaluarea din punct de vedere hidromorfologic a secțiunilor de râu impactate de derivații de apă, lucrarea subliniază implicațiile legale ale lucrărilor hidrotehnice, luând în considerare legislația actuală, adaptată la cea europeană.

Tot o noutate o reprezintă și modelarea fizică în premieră a unui pasaj pentru pești în România. Studiul asupra unui model la scară identifică pașii necesari de urmat, luând în considerare și variațiile debitului și a nivelului care iau naștere pe parcursul timpului, astfel încât să fie asigurată o eficiență maximă a pasajului pentru pești.

7.3. Cercetări viitoare

Pe parcursul lucrării de față a reieșit necesitatea de aprofundare a cercetărilor pe mai multe direcții:

Evaluarea continuității longitudinale pentru toate râurile din țară, la fiecare barieră în parte, inclusiv la intersectarea rețelelor de transport terestre. Administrația Națională Apele Române are în atribuții efectuarea acestei evaluări în cadrul planurilor de management ale spațiilor hidrografice, dar până în prezent nu a fost efectuată o evaluare pertinentă a funcționării pasajelor pentru pești. O evaluare corespunzătoare a eficienței fiecărui pasaj pentru migrația faunei acvatice este necesară, astfel încât managementul resurselor de apă să poată deveni unul adecvat, adaptat realității.

Identificarea zonelor de interdicție a realizării unor noi investiții trebuie să fie o prioritate absolută pentru administratorii apelor, dacă doresc să conserve puținele râuri deocamdată neafectate de activitatea umană. Aceste zone de interdicție pot fi stabilite de excludere pentru un anumit tip de intervenții, ca de exemplu energia hidro, sau pentru orice fel de barare, incluzând și categoria anterioară, sau inclusiv de excluderea oricărei amenajări etc.

Cerința de a dezvolta o metodă de stabilire a debitelor de servitute care să ia în calcul conservarea biodiversității a fost arătată și în studiile de caz, dar este și una solicitată de Strategia Națională și Planul de Acțiune pentru Conservarea Biodiversității 2013 – 2020, precum și de Comisia Europeană. Ihtiologi cu experiență în teren, în colaborare cu hidrotehnicieni, trebuie să contribuie la elaborarea unor astfel de norme. Dar noile metode trebuie să fie, totuși, cât mai ușor de utilizat și de pus în practică.

Latura legată de biologia și ecologia peștilor, în special performanțele acestora și comportamentul în preajma barierelor din râuri vor trebui determinate luând în considerare specificul faunei din țară; un punct de pornire - demn de luat în

considerare de către proiectanți - până la finalizarea acestor cercetări ar putea fi rezultatele obținute în celelalte țări europene. În mod special, pentru urgentarea realizării unor pasaje eficiente la SHEN Porțile de Fier, sunt necesare studii de acest fel pentru sturioni, deoarece aceste specii pot prezenta un comportament diferit de celelalte specii. Mai concret, trebuie efectuate studii pentru stabilirea performanțelor în mediu natural și artificial, fiind necesară precizarea perioadelor de migrație, a rutelor de deplasare și elucidarea comportamentului în avalul lucrărilor, ca cele de la Porțile de Fier sau de pe brațul Bala.

O atenție deosebită va trebui îndreptată spre dezvoltarea instalațiilor pentru protecția faunei acvatice la prizele de apă și pentru asigurarea unei rute de migrație în aval.

Monitorizarea transportului de sedimente pe cursuri naturale vis-a-vis de cursurile afectate de acumulări va trebui să intre în atenția viitoarelor cercetări pentru a putea realiza un management eficient al transportului de sedimente, de interes deosebit fiind aici Dunărea, știut fiind că dezechilibrele actuale afectează inclusiv Delta Dunării și coasta Mării Negre.

Nu în ultimul rând trebuie semnalată necesitatea urgentă de elaborare a unor linii directoare în realizarea lucrărilor hidrotehnice de barare a râurilor și a celor care pot da naștere la diferite modificări hidromorfologice, în special a microhidrocentralelor. Este necesară publicarea unor condiții minime de respectat la pasajele pentru pești, cu specificarea habitatelor care trebuie asigurate în avalul prizelor de apă, de reținut fiind că ultimele studii datează din anii '60, în timp ce în acest domeniu s-au înregistrat însemnate progrese în ultimii ani.

Studiile viitoare vor trebui să se ocupe și de efectele îndepărtării barajelor, deoarece cu siguranță barajele părăsite sau fără folosință vor fi demolate și în România.

7.4. Recomandări/propuneri pentru modificări legislative

Legislația este incoerentă cu privire la obligația de construire a pasajelor pentru pești: Ordinul nr. 799 din 6 februarie 2012 prevede limita de 0.5 m, iar Ordinul nr. 1163 din 16 iulie 2007 prevede limita de 0.4m a înălțimii barării. Chiar și valoarea de 0,4 m pentru definirea necesității pasajelor este inadecvată și mult prea permisivă, și în comparație cu valorile practicate în Europa și în lume, ghidul editat de ICPDR recomandând pentru potamal 0.1-0.2 m! Este evidentă necesitatea ajustării limitei minime pentru praguri, prin modificarea art. 6 alin (3) lit. j) din **Ordinul 1163/2007** și art 12 lit. b1 din **Ordinul nr. 799 din 6 februarie 2012**, astfel încât să includă o limită de maximum 20 cm, conform recomandărilor ICPDR și literaturii științifice.

Lipsa de transparență a autorităților cu privire la avizele și autorizațiile de gospodărire a apelor trebuie abordată prin identificarea acestora ca informații de mediu în **Ordinul 1012/2005**, astfel încât să fie publicate din oficiu de către

Administrația Națională Apele Române pe site-ul instituției, atât cele nou reglementate, cât și cele emise, la obiectivele în funcțiune.

Deoarece Planurile de Amenajare a Bazinelor Hidrografice nu iau în considerare și nu respectă obiectivele de mediu asumate, **Planurile de Amenajare a Bazinelor Hidrografice** trebuie să integreze și să respecte prevederile Planurile de Management a spațiilor hidrografice.

Necesitatea realizării studiilor de mediu pentru hidrocentrale fiind lăsată la aprecierea autorităților de mediu, **Hotărârea de Guvern 445/2009** trebuie modificată, în sensul introducerii tuturor proiectelor hidroenergetice în anexa I, care enumeră proiectele supuse evaluării impactului asupra mediului.

Deoarece măsurile de protecție la prizele de apă sunt inadecvate și nu se asigură o rută de migrare în aval, **Ordinul 1163 din 16 iulie 2007 art. 6 alin. (3)** trebuie completat cu prevederea necesității asigurării protecției faunei acvatice împotriva intrării acesteia în prizele de apă și asigurarea unei rute alternative de migrație în aval prin adoptarea unor soluții specifice fiecărui caz în parte, conform recomandărilor ICPDR.

Deoarece eficiența pasajelor realizate până în prezent nu a fost dovedită, **Ordinul nr. 1163 din 16 iulie 2007** trebuie completat cu prevederea ca structurile construite pentru pasajul sau protecția peștilor să își dovedească regulat funcționalitatea, iar după caz să permită intervenții ulterioare în scopul creșterii eficienței lor.

Deoarece evaluarea măsurilor de reducere a impactului la lucrările hidrotehnice nu se efectuează și/sau nu se pune la dispoziția publicului, nici măcar în cazul în care este solicitată de autorități, **Hotărârea de Guvern nr. 1076/2004** trebuie modificată sau completată cu obligativitatea selectării și implementării măsurilor adecvate de reducere și compensare a efectelor negative pe baza unei evaluări riguroase a impactului asupra mediului; în acest sens este necesar ca evaluarea impactului să includă o monitorizare relevantă (la o scară spațială mai mare decât cea a proiectului și la o scară de timp de minim 1 an) a particularităților de mediu din zona proiectului anterior evaluării de impact și care să fie continuată de o monitorizare a schimbărilor survenite pe durata implementării proiectului și după punerea acestuia în funcțiune permanent. Deasemenea, trebuie prevăzută obligația de publicare a rezultatelor pe site-ul autorității de mediu, sub sancțiunea suspendării autorizației de funcționare.

Constatându-se numeroase abateri în respectarea debitelor salubre, pentru instaurarea unor practici civilizate, **Legea Apelor art. 59** trebuie completată cu obligația de înregistrare și raportare regulată a debitelor de servitute.

Pentru protecția speciilor și habitatelor, **Decizia Directorului ANAR nr. 30/2012** și **Ordinul nr. 1163/2007 lit. k)** trebuie modificate, astfel încât metoda statistică aplicată în prezent să fie întregită cu condiții suplimentare celor actuale, care să prevadă calcularea prin metode ecologice, nu doar statistice, prin impunerea unor condiții suplimentare, de dinamică, adâncime, lățime, viteze, coridoare ecologice, etc, conform recomandărilor ICPDR.

7.4.Recomandări/propuneri pentru modificări legislative 187

Stabilirea unui regim de curgere bazat pe considerente ecologice este o măsură hidromorfologică importantă, deoarece un astfel de debit este necesar pentru atingerea stării bune a corpurilor de apă și pentru asigurarea unui continuum al râului. **Planurile de management** bazinale vor trebui să specifice aceste metode, în paralel cu o permanentă monitorizare a măsurilor întreprinse, cu atât mai mult cu cât prognozele schimbărilor climatice nu sunt foarte optimiste, iar ecosistemele vor fi supuse concomitent mai multor factori de stres.

Deoarece debitul instalat este în prezent la latitudinea operatorului, afectând semnificativ dinamica curgerii râului, **Ordinul nr. 1163/2007** trebuie completat cu limitarea debitului instalat la o valoare maximă egală cu a debitului mediu multianual, cel puțin pentru ariile protejate, sau pentru râurile care pe o porțiune a lor sunt protejate pentru specii de pești, vidră sau rac.

Pentru restabilirea cât mai grabnică a conectivității longitudinale la lucrările existente înainte de 2007, dată până la care pasajele de pești nu erau strict necesare, **Ordinul nr. 1163/2007** trebuie completat cu condiționarea rețehnologizării de realizarea unor pasaje corespunzătoare pentru fauna acvatică pentru a asigura migrația atât în aval cât și în amonte și restabilirea în acest punct a condițiilor ca obiectivele de mediu pentru râul respectiv să poată fi atinse. Trebuie menționată practica din Germania, unde nu se aprobă noi baraje, dacă în urma construirii corpul de apă nu atinge obiectivele de mediu (starea ecologică bună), indiferent dacă starea inferioară este localizată la situl investiției sau intervenții care au avut loc altundeva.

În ceea ce privește construcțiile realizate după 2007, **Ordinul nr. 1163/2007** trebuie completat cu impunerea de măsuri de remediere a deficiențelor constatate în realizarea sau funcționarea pasajelor.

BIBLIOGRAFIE

- ABA Banat, 2009, Planul de management al spațiului hidrografic Banat, Administrația Bazinală de Apă Banat, Timișoara, România.
- ABA Mureș, 2009, Planul de management al spațiului hidrografic Mureș, Administrația Bazinală de Apă Mureș, Târgu Mureș, România.
- ACN, 2010, Regulament de gospodărire cantitativă și calitativă a apelor, Administrația Canalelor Navigabile, disponibil la <http://www.acn.ro/index.php?id=21>, ultima accesare 25.11.2012.
- Adam, B., Lindemann, C., Lakemaker, K., König, F., Lehmann, B., 2010, Ethohydraulische Tests zur Optimierung der Fangwirkung einer Fangkammer, Bericht im Auftrag der Vattenfall Europe Generation AG, Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf, Deutschland.
- Adam, B., Lehmann, B., 2011, Ethohydraulik Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Deutschland.
- Adam, B., Faller, M., Gischkat, S., Lowenberg, S., 2012, Ergebnisse nach einem Jahr fischökologischen Monitorings am Doppelschlitzpass Geesthacht, Wasserwirtschaft 4, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Deutschland.
- Adam, B., Neumann, C., 2012, Einrichtungen zum Monitoring des Fischaufstiegs im Doppelschlitzpass Geesthacht, Wasserwirtschaft 4, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Deutschland.
- Alexandre, C.M., Almeida, P.R., 2010, The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages, River Res. Applic. 26.
- Alvarez, L.J., Martinez, A., Vazquez, M.E., Vilar, M.A., 2007, Vertical slot fishways: Mathematical modeling and optimal management, Journal of Computational and Applied Mathematics 218.
- ANAR, 2013, Adresa nr. 1280/ET din 24.01.2013, Administrația Națională Apele Române, București, România.
- Antipa, Gr., 1905, Die Störe und ihre Wanderungen in den europäischen Gewässern, Bericht an den internationalen Fischerei-Kongreß in Wien 1905, Österreich.
- Antipa, Gr., 1909, Fauna ichtiologică a României, Academia Română, Publicațiunile fondului Adamachi No. XVI, București, România.
- Antipa, Gr., 1910, Regiunea inundabilă a Dunării. Starea ei actuală și mijloacele de a o pune în valoare, Inst. Arte Graf. „Carol Göbl”, București, România.
- Antipa, Gr., 1911, Die Biologie des Donaudeltas und des Innundationsgebietes der unteren Donau, Vortrag gehalten auf dem VIII. Internationalen Zoologen-Kongreß in Graz am 15. August 1910, Verlag von Gustav Fischer, Jena, Deutschland.

- Antipa, Gr., 1913, Fischerei und Flussregulierung, Atti del V Congresso Internazionale di Pesca, Tipografia del Senato di Giovanni Bardi , Roma, Italia.
- ARM, 2011, Memo 168/21.10.2011: Masa rotundă "Microhidrocenralele – între decizia economică și decizia de mediu", Asociația Română de Mediu, București, România.
- ARPMV5, 2008, Raport anual privind starea factorilor de mediu în Regiunea Vest 5 la nivelul anului 2008 Agenția Regională pentru Protecția Mediului Vest 5, Timișoara, România.
- Arthington, A.H., Zalucki, J.M. (Eds), 1998, Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment techniques: Review of Methods, Land and Water Resources Research and Development Corporation, Occasional Paper 27/98, Canberra, Australia.
- Baars, M., E. Mathes, et al. (2001). Die Äsche: Thymallus thymallus. Hohenwarsleben, Westarp Wissenschaften-Verlagsgesellschaft. mbH.
- Bacalbașa-Dobrovici, N., Holcik, J., 2000, Distribution of *Acipenser sturio* L., 1758 in the Black Sea and its watershed, Bol. Inst. Esp. Oceanogr. 16.
- Barbier, E. B., Acreman, M., Knowler, D., 1997, Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners, Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland.
- BAW, 2012, Tagungsband Auffindbarkeit von fischauftiegsanlagen – Herausforderung, Untersuchungsmethoden, Lösungsansätze, Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe, Deutschland.
- Bănărescu, P., 1964, Fauna Republicii Populare Române Pisces-Osteichthyes Volumul XIII, Editura Academiei Republicii Populare Române, București, România.
- Bârcă, Gh., 1957, Hidroameliorații piscicole, Edit. Agrosilvică de stat, București, România.
- Bârcă, Gh., 1962, Amenajări piscicole și stuficole, Editura Didactică și Pedagogică, București, România.
- Bârcă, Gh., Nicolau, C., 1975, Amenajarea integrală și piscicolă a apelor interioare, Editura Ceres, București, Romania.
- Belaud, A., Labat, R., 1992, Etudes ichtyologiques préalables à la conception d'un ascenseur à poissons à Golfech (Garonne, France), Hydroecologie Appliquée 4.
- Bemis, W., Kynard, B., 1997, Sturgeon rivers: an introduction to acipenseriform biogeography and life history, Environ Biol Fishes 48.
- Berka, R., 1990, Inland Capture Fisheries of the USSR, Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- Bermudez, M., Puertas, J., Cea, L., Pena, L., Balairon, L., 2010, Influence of pool geometry on the biological efficiency of vertical slot fishways, Ecological Engineering 36.
- BfG, 2009, Possibilities to improve the ecological status of federal waterways in Germany, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Deutschland.

190 Bibliografie

- BfG, 2009, Herstellung der Durchgängigkeit an Staustufen von Bundeswasserstraßen, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Deutschland.
- BH, 2008, Memoriu Tehnic pentru Amenajări hidrotehnice de mică putere în bazinul Muntele Mic – Țarcu, SC Balkan Hydroenergy SRL.
- Bizjak, A., et al., 2006, Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes, flood protection works and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive: case studies potentially relevant to the improvement of ecological status/ potential by restoration/mitigation measures. Version 4.2, 30th November 2006, Water Framework Directive.
- Blidaru, V., 2011, Amenajări hidrotehnice complexe de-a lungul coridoarelor navale pan europene și interioare pentru dezvoltare teritorială, Editura Performantica, Iași, România.
- Bloesch, J., Sandu, C., Kutzenberger, H., Suci, R., 2008, Sturgeon migration through the Danube Green Corridor: an application of the Sturgeon Action Plan (SAP). Proceedings of the 37th IAD Conference, October 29–November 1, 2008, Chișinău, Moldova, on CD-ROM.
- Bloesch, J., Sandu, C., Janning, J., 2011, Integrative water protection and river basin management policy: The Danube case, *River Syst.* Vol. 20/1-2.
- BMLFUW, 2011, Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs), Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- BMLFUW, 2012, Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich.
- Boboescu, I.Z., Gherman, V.D., Molnar, P., Ciopec, M., Motoc, M., Maroti, G., 2015, Modeling and simulating a novel biohydrogen production technology as an integrated part of a municipal wastewater treatment plant”, acceptat spre publicare, *Revista de Chimie* vol. 66, nr. 4.
- Botzan, M., Haret, C., Stanciu, I., Buhociu, L., Vișinescu, I., 1991, Valorificarea hidroamelirativă a luncii Dunării românești și a Deltei, Institutul de Cercetare și Inginerie Tehnologică Pentru Irigații și Drenaje, Băneasa, România.
- Bunn, S.E. și A.H. Arthington, 2002, Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity, *Environmental Management* 30:492-507
- Cada, G.F., Schweizer, P.E., 2013, The Application of Traits-Based Assessment Approaches to Estimate the Effects of Hydroelectric Turbine Passage on Fish Populations, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, USA.
- Calles, O., Greenberg, L.A., 2007, The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Eman, *Ecology of Freshwater Fish* 2007.

- Calles, O., Olsson, I.C., Comoglio, C., 2010, Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea, *Freshwater biology* 55.
- Calluad, D., David, L., Pineau, G., Texier, A., Larinier, M., 2011, Turbulence Kinetic Energy Dissipation Rate Estimation from PIV Velocity Fields: Application to the Study of the Flow in Vertical Slot Fishways accesibil la <http://search.informit.com.au/documentSummary;dn=356947125817224;res=IELENG>, ultima accesare: 12.03.2013
- CE, 2005, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats: Action plan for the conservation of the Sturgeons, Council of Europe, Strasbourg, France.
- Cerny, J., Kvasova, B., 2007, Impact of the Gabčíkovo project structures on fish data review, disponibil la: <http://www.gabcikovo.gov.sk/doc/brown/chapters/ch13a.htm>, ultima accesare: 14.02.2014.
- Chebanov, M.S. , Galich, E.V., Ananyev, D.V., 2008, Strategy for conservation of sturgeon under the conditions of the Kuban River flow regulation, Passages for fish overcoming barriers for large migratory species, Proceedings of a workshop held at Piacenza, Italy, June 10 2006 „ Fish elevators: a tool for overcoming barriers for large migratory fish”, World Sturgeon Conservation Society: Special Publication no. 2, Norderstedt, Germany.
- Cioc, D., 1975, Hidraulică, Editura didactică și pedagogică, București, România.
- Comoglio, C., 2006, Proposta di linee guida per l'adeguamento delle opere di presa esistenti al rilascio del deflusso minimo vitale, Regione Piemonte/Politecnico di Torino, Torino, Italia.
- Cristea, I., 2007, Managementul fondurilor piscicole din apele de munte, Editura Silvică, București, România.
- DAB - Directia Apelor Banat (2008), Aviz de gospodărire a apelor Nr. DAB – 445 din 06.11.2008, Timișoara, România.
- David, I., 1983, Hidraulica vol. II, Institutul Politehnic „Traian Vuia”, Timișoara, România.
- Douglas, T., 2007, „Green” Hydropower – Understanding impacts, approvals, and sustainability of run-of- river independent power projects in British Columbia, Watershed Watch Salmon Society / Habitat Conservation Trust Foundation.
- Dumitrescu, D., Răzvan, E., 1972, Disiparea energiei și disipatori de energie, Editura tehnică, București, România.
- DWA, 2010, Merkblatt DWA-M 509: Regelwerk Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Henneff, Deutschland.
- Dyson, M., Bergkamp, G. Scanlon, J., (eds). 2008, Flow – The essentials of environmental flows, IUCN, Gland, Switzerland.

- EA, 2009, Good practice guidelines to the environment agency hydropower handbook, Environment Agency, Bristol, United Kingdom.
- EA, 2010, Environment Agency Fish Pass Manual, Environment Agency, Bristol, United Kingdom.
- EA, 2012, Good practice guidelines to the Environment Agency hydropower handbook, Environment Agency Bristol, United Kingdom.
- ECom, 2000, Managing Natura 2000 Sites: The provisions of Article 6 of the 'Habitats' Directive 92/43/EEC, European Commission, Brussels, Belgium.
- ECom, 2011, Communication from the Commission to the European Parliament, The Council, The Economic and Social Committee of the Regions: Our life insurance, our natural Capital: an EU biodiversity strategy to 2020, European Commission, Brussels, Belgium..
- Ecom, 2012, Commission Staff Working Document accompanying the Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC River Basin Management Plans, European Commission, Brussels, Belgium.
- Ecom, 2012a, Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans (Text with EEA relevance) {SWD(2012) 379 final}, European Commission, Brussels, Belgium.
- Ecom, 2012b, Commission Staff Working Document European Overview (2/2) Accompanying the document Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans {COM(2012) 670 final}, European Commission, Brussels, Belgium.
- ECRR, 2011, Restoring Europe's Rivers Review of European policy drivers for river restoration, LIFE 09 INF/UK/000032, European Centre for River Restoration, Utrecht, The Netherlands.
- EEA, 2010, 10 Messages for 2010 Freshwater ecosystems, European Environment Agency, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- EEA, 2011, Landscape fragmentation in Europe Joint EEA-FOEN report, European Environment Agency Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- EEA, 2012, Water resources in Europe in the context of vulnerability, European Environment Agency, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- EEA, 2012a, European waters — current status and future challenges, European Environment Agency, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- EPC, 2011, Raport de Mediu Strategia Energetică a României pentru perioada 2007-2020 actualizată pentru perioada 2011-2020, EPC Consultanța de Mediu.
- EU, 2012, WFD and hydromorphological pressures Technical Report, accesibil la http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/t

- hematic_documents/hydromorphology/technical_reportpdf/_EN_1.0_&a=d
ultima accesare 01.11.2012.
- FAO, 2001, Dams, fish and fisheries. Opportunities, challenges and conflict resolution. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- FAO/DVWK, 2002, Fish passes design, dimensions and monitoring, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy / Deutscher Verband fur Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Hennef, Germany.
- FAO, 2011, Scoping Mission at Iron Gates I and II dams, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Galie, A., Popovici, F., 2008, Continuitatea râului. Amenajări pentru migrația peștilor. Zone umede si lunci inundabile. Dezbateri publice - Implementarea Directivei Cadru Apa 60/2000, Administratia Nationala "Apele Romane" Departamentul Planuri de Management si Cooperare Internationala, București, România.
- Gaumert, T., 2011, Die Wiederherstellung der Durchgangigkeit fur Fische und Rundmaulern in Vorranggewassern der Elbe, Behorde fur Stadtentwicklung und Umwelt - Freie und Hansestadt Hamburg, disponibil la <http://www.vsoe.de/download/Gaumert%20BSU%20ABSTRACT%20of%20discourse.pdf>, ultima accesare 01.11.2012.
- GHAAPPE, 2001, Libre circulation des poissons migrateurs et seuils en riviere Guide technique no. 4, Groupe d'Hydraulique Appliquee aux Amenagements Piscicoles et a la Protection de l'Environnement, Toulouse, France.
- GNM-CG, 2013, Comunicat de presă 16.01.2013: Control al GNM la amenajarea hidroelectrică de pe râul Bistra, județul Bihor. (în GL) - Garda Națională de Mediu - Comisariatul General, București, România.
- Godinho, A., Kynard, B., 2008, Migratory fishes of Brazil: Life history and fish passage needs, River research and applications, accesibil la <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rra.1180/pdf> ultima accesare 02.10.2012.
- Gough, P., Philipsen, Schollema, P., Wanningen, H., 2012. From sea to source; International guidance for the restoration of fish migration highways, Regional Water Authority Hunze en Aa's, Veendam, The Netherlands.
- Grigoriu, C.R., Mărian, M.G., 2010, Microcentralele hidroelectrice și impactul exploatării acestora asupra ecosistemelor acvatice, Conferința științifică jubiliară, 28-30 septembrie 2010, Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, București, România.
- Habersack, H., 2013, 3D hydrodynamic modelling, Workshop of 02.07.2013: Monitoring the environmental impact of works to improve conditions for

194 Bibliografie

- navigation on the Danube between Calarasi and Braila, km 375 and km 175, accesibil la http://afdj.ro/rmd_ro.html, ultima accesare: 14.02.2014.
- Heimerl, S., Hagmeyer, M., Echterler, C., 2008, Numerical flow simulation of pool-type fishways: new ways with well known tools, *Hydrobiologia* 609.
- Holostenco, D., Onară, D.F., Suciu, R., Hont, Ș, Paraschiv, M., 2013, Distribution and genetic diversity of sturgeons feeding in the marine area of the Danube Delta Biosphere Reserve, *Scientific Annals of the Danube Delta Institute* vol. 19, Tulcea, Romania.
- Holzner, M., 2000, Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau der Technischen Universität München, Deutschland.
- Hufgard, H., **Molnar, P.**, Schwevers, U., 2013, Modifikationen an der Fanganlage der FAA Nord durch das IfÖ im Rahmen des Wartungsvertrags, Interner Bericht im Auftrag der Vattenfall Europe Generation AG, Institut für angewandte Ökologie, Kirtorf, Deutschland.
- Hughes, A.S., 1993, *Physical Models and laboratory techniques in coastal engineering*, World Scientific Publishing, London, United Kingdom.
- IAD, 2013, ISPA 1 Navigation Project Danube – Sill on Bala Branch IAD Analysis of the Workshop of July 1-2, 2013, and recommendations, International Association for Danube Research.
- ICPDR, 2004, Flood Action Programme Lower Danube Corridor, International Commission for the Protection of the Danube River Vienna, Austria.
- ICPDR, 2005, Danube Basin Analysis (WFD Roof Report 2004), International Commission for the Protection of the Danube River Vienna, Austria
- ICPDR, 2008, Development of Inland Navigation and Environmental Protection in the Danube River Basin. Joint Statement on Guiding Principles, International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, Austria.
- ICPDR, 2008a, Joint Danube Survey 2: Final Scientific Report, International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, Austria.
- ICPDR, 2009, Danube River Basin District Management Plan, International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, Austria.
- ICPDR, 2010, Danube Declaration adopted at the Ministerial Meeting, International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, Austria.
- ICPDR, 2013, Assessment Report on Hydropower Generation in the Danube Basin, International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna Austria.
- ICPDR, 2013a, Measures for ensuring fish migration at transversal structures - technical paper. International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, Austria.
- IEA, 2000, Fish passage at small hydro power sites, The International Energy Association, Quebec, Canada.
- IfÖ , 2010, Fischmonitoring gemäss der wasserrechtlichen Erlaubnis für das Kohlekraftwerk Moorburg, Institut für angewandte Ökologie im Auftrag der

- Vattenfall Europe Generation AG, Kirtorf, Deutschland.
- IfÖ , 2013, Monitoring des Fischeaufstiegs an der Staustufe Geesthacht an der Elbe Jahrbuch 2012, Schriftenreihe Elbfisch-Monitoring Band 4- Institut für angewandte Ökologie im Auftrag der Vattenfall Europe Generation AG, Kirtorf, Deutschland.
- IHA, 2010, Hydropower Sustainability: Assessment Protocol, International Hydropower Association, London, United Kingdom.
- INCDD, 2008, Studiu de cercetare: Redimensionarea ecologică și economică pe sectorul românesc al luncii Dunării, Institutul Național de Cercetare-Dezvoltare Delta Dunării, Tulcea, România.
- INCDPM/UPB, 2012, Ghid de bune practici în domeniul microhidroenergiei, Proiectul național MICROSIM finanțat de MECTS prin UEFISCDI în programul Parteneriate, disponibil la: [http://www.asociatiamhc.ro/ghid-de-bune-practici-in-domeniul-microhidroenergiei?](http://www.asociatiamhc.ro/ghid-de-bune-practici-in-domeniul-microhidroenergiei?lang=ro) lang= ro ultima accesare: 01.02.2014.
- INHGA, 2011, Practici mondiale privind asigurarea migrării faunei piscicole și posibilitatea aplicării acestora în România, Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, București, România.
- INHGA, 2011a, Soluții de asigurare a migrării faunei piscicole în contextul schimbărilor specifice României, Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, București, România.
- INHGA, 2011b, Studiul privind restaurarea/reconstrucția cursurilor de apă alterate din punct de vedere hidromorfologic, în conformitate cu obiectivele de mediu stabilite de Directiva Cadru a Apei, Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, București, România.
- INHGA, 2011c, Sinteza studiilor de fundamentare a schemelor directe de amenajare și management ale bazinelor hidrografice - Componenta Plan de amenajare, Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, București, România.
- INHGA, 2012, Instrucțiuni privind calculul debitelor salubre și de servitute ale cursurilor de apă elaborat de INHGA aprobate prin decizia directorului general AN Apele Române nr. 30/16.01.2012, Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, București, România.
- Jäger, P., 2002, Salzburger Fischpassfibel, Erfahrungen zu Bau und Betrieb von Fischeaufstiegshilfen, Land Salzburg, Salzburg, Österreich.
- Jäger, P., 2007, Salzburger Restwasserleitfaden. Bestimmung der ökologisch notwendigen Wasserführung in Ausleitungsstrecken, Amt der Salzburger Landesregierung Abteilung 13 Naturschutz, Land Salzburg, Salzburg, Österreich.
- Jarić, I., Lenhardt, M., Pallon, J., Elfman, M., Kalauzi, A., Suci, R., Cvijanović, G., Ebenhard, T., 2010, Insight into Danube sturgeon life history: trace element assessment in pectoral fin rays, *Environmental Biology of Fishes* 2010.

196 Bibliografie

- Jirka, G.H., 2007, Einführung in die Hydromechanik, Univeristätsverlag Karlsruhe, Deutschland.
- Jirka, G. H., Lang, C., 2009, Einführung in die Gerinnehydraulik, Universität Karlsruhe Universitätsbibliothek, Karlsruhe, Deutschland.
- Jungwirth, M., 2007, Ecology of Large Rivers - Anthropogenic Pressures and Impacts, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, Vienna, Austria.
- Katopodis, Ch. 1992, Introduction to fishway design - Working document, Freshwater Institute, Manitoba, Canada.
- Kubitschek J., Mefford B., 1997, Grand Valley Irrigation Company Diversion Dam Fish Passage Physical Model Study, Water Resources Services Water Resources Research Laboratory Technical Service Center Denver, Colorado, USA
- Kynard, B., Suci, R., Horgan, M., 2002 Migration and habitats of diadromous Danube River sturgeons in Romania:1998–2000, Appl. Ichthyol.18, Blackwell Berlin.
- Larinier, M., 1998, Upstream and downstream fish passage experience in France, Fish Migration and Fish Bypasses, Fishing News Books, London, UK.
- Larinier, M., 1999, Passes à poissons - Expertise conception des ouvrages de franchissement, La Documentation Française (1 janvier 1999).
- Larinier, M., 2001, Environmental issues, dams and fish migration, in Dams, fish and fisheries, FAO, Rome, Italia
- Larinier, M., 2002, Biological factors to be taken into account in the design of fishways, the concept of obstructions to upstream migration, Bulletin Francais de la Peche et de la Protection des Milieux Aquatiques nr. 364, Paris, France.
- Larinier, M., Marmulla, G., 2003, Fish passes: Types, principles and geographical distribution – an overview, Proceedings of the second international symposium on the management of large rivers for fisheries, Phnom Penh, Kingdom of Cambodia.
- Larinier, M., Marmulla, G., 2006, Linee guida per il corretto approccio metodologico alla progettazione dei passaggi per pesci, Provincia di Modena, Modena, Italia.
- LAWA, 2001, Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und zur Festsetzung im wasserrechtlichen Vollzug, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern Kulturbuch-Verlag: Schwerin
- Lehmann, B., Seidel, F., Lakemaker, K., Nestmann, F., 2012, Numerische Modelluntersuchungen im Rahmen der Planung der Fischaufstiegsanlage Geesthacht, Wasserwirtschaft 4, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Deutschland.

- Lenhardt, M., Jaric, I., Bojovic, D., Cvijanovic, G., Gacic, Z., 2006, Past and current status of sturgeon in the serbian part of the Danube River, Proceedings of the 36th International Conference of IAD, Austrian Committee Danube Research/IAD, Vienna, Austria.
- Le Mehaute, B., 1990, Similitude, Ocean Engineering Science 9, John Wiley and Sons, New York, USA.
- LfUBW, 2005, Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Deutschland.
- LS, 2005, Planungsbehelf Wasserkraftanlagen und Schutzwasserbau, Land Salzburg.
- LS, 2010, Leitfaden zur Bestimmung der ökologisch notwendigen Mindestwasserführung und des ökologischen Zustandes (Gesamtzustandes) in Ausleitungsstrecken, – Land Salzburg, Salzburg, Austria.
- Luca, E., 2009, Minimum flow necessary to ensure the natural life conditions downstream the dams, disponibil la : ftp://152.66.121.2/Floodrisk/_DC/docs/5_09_Ecaterina%20Luca.pdf, ultima accesare: 14.02.2014.
- Luca, E., Voicu, R., 2012, Solutions for ensure fish migration on the Crisul Repede River. Case study – The Tileagd and Lugasu Dams, 12-th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2012 – Conference Proceedings.
- Lucas, M.C., Baras, E., 2001, Migration of freshwater fishes, Malden, MA Blackwell Science.
- Mader, H., 2011, EU – Wasserrahmenrichtlinie und Qualitätszielverordnung Ökologie aus der Sicht des Technikers, disponibil la <http://www.springerlink.com/content/t68t077522728220/fulltext.pdf>, ultima accesare: 17.01.2013.
- Mader, H., 2012, Enature Multistructure slot fishpass – Function analyses for Hucho hucho and Silurus glanis, 9th ISE 2012, Vienna, Austria.
- Man, T.E., 1996, Amenajări piscicole, Universitatea "Politehnica" Timișoara, România.
- Man, T.E., Sabău, C., Cîmpan, G., Bodog, M., 2010, Hidroameliorații, Editura Aprilia Print, Timișoara, România.
- Mielach, C., 2012, Strategy development for preserving river ecosystems in accordance with the WFD Work Package 4 – Preserving Water Bodies, SEE Hydropower Project, South-EastEurope Transnational Cooperation Programme.
- Molnar, P., 2013, Räumungsliste Fischaufstiegsanlage Nord am Wehr Geesthacht - Folgerungen nach dem Hochwasser Juni 2013, Interner Bericht zur Vorlage für die Vattenfall Europe Generation AG, Institut für angewandte Ökologie.
- Molnar, P., Man, E.T., 2012, The influence of hydrotechnical engineering works on the habitats along the Danube in Romania, Buletinul Științific al

198 Bibliografie

- Universității "Politehnica" din Timișoara Seria Hidrotehnica, Timișoara, Romania.
- Molnar, P., Adam, B., 2013, Strömungsmessungen an der Fangkammer des Doppelschlitzpasses am Wehr Geesthacht zur Beurteilung der Fängigkeit der Monitoringstation, Interner Bericht zur Vorlage für die Vattenfall Europe Generation AG, Institut für angewandte Ökologie.
- Molnar, P., Adam, B., 2013a, Schadensbericht nach dem Hochwasser 2013, Interner Bericht zur Vorlage für die Vattenfall Europe Generation AG, Institut für angewandte Ökologie.
- Molnar, P., Faller, M., 2013, Experimenteller Bau einer Sperre mit Rückführleitung für Wollhandkrabben an der Aalleiter Geesthacht Nord, Interner Bericht zur Vorlage für die Vattenfall Europe Generation AG, Institut für angewandte Ökologie.
- Molnar, P., Man, E.T., 2013, Longitudinal river continuity in the Sebes River basin of Southwestern Romania, Recent Advances in Energy, Environment and Geology, Conference proceedings.
- Moser, M.L., Darazsdi, A.M., Hall, J.R., 2000, Improving passage efficiency of adult american shad at low-elevation dams with navigation locks, North American Journal of Fisheries Management Volume 20.
- MT, 2005, Programul ISPA Măsura 1: Îmbunătățirea condițiilor de navigație pe Dunăre între Călărași și Brăila și măsuri complementare. Ministerul Transporturilor, Construcțiilor și Turismului din România, disponibil la http://www.cceg.ro/PRO-TEN-T/arhiva/imbun_conditii_navigatii_calarasi_braila.pdf, ultima accesare 30.05.2012.
- MT, 2008, Măsura ISPA 2005/RO/16/P/PT/003 –"Îmbunătățirea condițiilor de navigație pe Dunăre între Călărași și Brăila", Ministerul Transporturilor, disponibil la http://www.mt.ro/web_ISPA/Agentia%20ISPA%20MT/Link%206.html, ultima accesare 15.11.2012
- MUNLV, 2005, Handbuch Querbauwerke, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, Deutschland.
- Nellemann, C., Corcoran, E., (eds), 2010, Dead Planet, Living Planet – Biodiversity and Ecosystem Restoration for Sustainable Development. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal.
- Oberle, P., Musall, M., Riestere, J., Nestmann, F., 2012, Numerische Modelluntersuchungen im Rahmen der Planung der Fischaufstiegsanlage Geesthacht, Wasserwirtschaft 4, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Deutschland.

- Oblasser, M., 2011, 2-D numerische Modellierung eines Wehrüberfalls, Masterarbeit, Technische Universität Graz Dekanat für Bauingenieurwissenschaften Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Graz, Österreich.
- Onară, D.F., Suciu, R., Holostenco, D., Tudor, D., 2013, Heavy metal bio-accumulation in tissues of sturgeon species of the Lower Danube River, Romania, Scientific Annals of the Danube Delta Institute vol. 19, Tulcea, Romania.
- Onară, D.F., Holostenco, D., Suciu, R., 2013a, Management applications of genetic structure of anadromous sturgeon populations in the Lower Danube River (LDR), Romania Scientific Annals of the Danube Delta Institute vol. 19, Tulcea, Romania.
- Ovidio, M., Philipart, J.C., 2002, The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. *Hydrobiologia* 483.
- Pârvulescu L. (2010): Crayfish field guide of Romania. Editura Bioflux, Cluj-Napoca, România.
- Pârvulescu L, Paloş C, Molnar P (2009) First record of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) in Romania. *North-Western Journal of Zoology* 5.
- Pavlov, D.S., 1989, Structures assisting the migration of non-salmonid fish. USSE, FAO Fish. Tech. Pap. No. 308, Rome, Italy.
- Petrovici, M., Molnar, P., Sandor, A.D., 2013 "Trophic niche overlap of two sympatric owl species (*Asio otus* Linnaeus, 1758 and *Tyto alba* Scopoli, 1769) in the North-Western part of Romania", *North-Western Journal of Zoology* 9(2).
- Pimm, S.L., Raven, P., 2000, Biodiversity: Extinction by numbers, *Nature* 403.
- Poff, N.L.R., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997, *The Natural Flow Regime*, *BioScience* 47.
- Poff, N.L.R., Zimmermann, J.K.H., 2010, Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows, *Freshwater Biology* 55.
- Porcher, J.P., Travade, F., 2002, Fishways: biological basis, limits and legal considerations, *Bulletin Francais de la Peche et de la Protection des Milieux Aquatiques* nr. 364, Paris, France.
- Popa, B., Galie, A., 2008, State of the art of fish passes for hydrotechnical developments in Romania, *Buletinul Universităţii Petrol – Gaze din Ploieşti*, Vol. LX, No. 4B/2008, Seria tehnică, 2008.
- Prato, E.P., Comoglio, C., Calles, O., 2011, A simple management tool for planning the restoration of river longitudinal connectivity at watershed level: priority indices for fish passes, *J. Appl. Ichthyol.* 27.
- Rajaratnam, N., Vinne, G.V., Katopodis, Ch., 1986, Hydraulics of vertical slot fishways, *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 112, No. 10.
- Reinartz, R., Bloesch, J., Sandu, C., Suciu, R., Lenhardt, M., Guti, G., Jahrl J., 2012, Sturgeon Conservation in the Danube River Basin: How to implement the

200 Bibliografie

- Sturgeon Action Plan 2005, Limnological Reports 3 9 Proceedings 39th IAD Conference Living Danube 21-24 August, 2012, International Association for Danube Research, Göd/Vácrátót, Magyarország.
- RC - SC Redis Construct SRL, 2008, Documentație tehnică Amenajări hidrotehnice de mică putere în bazinul Muntele Mic – Țarcu.
- Rey-Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A., Bullock, J., 2009, Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis, Science Vol. 325 no. 5944.
- RP, 2004, Proposta di linee guida per l'adeguamento delle opere di presa assistenti al rilascio del deflusso minimo vitale, Regione Piemonte / Politecnico di Torino, Torino, Italia.
- Sanchez Navarro, R., Schmidt, G., Sanz, C., Dunbar, M., Torres, H., Quintana, R., Puyuelo, 2012, Environmental Flows as a tool to achieve the WFD objectives d/discussion paper Draft 2.0, INTECSA-INARSA.
- Schlurmann, T., 2002, Wasserbauliches Versuchswesen, Skript, Bergische Universität Wuppertal, Wuppertal, Deutschland.
- Schmutz, S. Mielach, C., 2013, Measures for ensuring fish migration at transversal structures, International Commission for the Protection of the Danube River, Vienna, Austria.
- Schwarz, U., Bratrich, C, Hulea, O., Moroz, S., Pumputyte, N., Rast, G., Bern, M.R., Siposs, V., 2006, Floods in the Danube River Basin, World Wildlife Fund, Vienna.
- Schwarz, U., 2010, Assesment of the restoration potential along the Danube and main tributaries, WWF World Wildlife Fund, Vienna.
- Sokoray-Varga, B., Weichert, B, Lehmann, B., 2011, Flow investigations for fish pass Lauffen/Neckar in field and laboratory, 34. Dresdner Wasserbaukolloquium 2011: Wasserkraft – mehr Wirkungsgrad + mehr Ökologie = mehr Zukunft, Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen, Dresden, Deutschland.
- Solomon, D., Sambrook, H., Broad, K., 1999, Salmon migration and river flow Results of tracking radio tagged salmon in six rivers in South West England, Environment Agency, Bristol & South West Water plc, Exeter , United Kingdom.
- Staraș, M., Cernișencu, I., Năvodaru, I., 1996, O coexistență controversată: Pescuitul și piscicultura, Analele științifice ale Institutului Delta Dunării, Tulcea, România.
- Stephenson, J.R., Skalski, R.L., Townsend, R.L. 2011, Behavior and survival analysis of juvenile steelhead and sockeye salmon through the Priest Rapids Project in 2010. Report prepared for Public Utility District No. 2 of Grant County, Washington by Blue Leaf Environmental, Inc., Ellensburg, Washington, USA.
- Stigler, H., Huber, Ch., Wulz, Ch., Todem, Ch., 2005, Energiewirtschaftliche und ökonomische Bewertung potenzieller Auswirkungen der Umsetzung der EU-

- Wasserrahmenrichtlinie auf die Wasserkraft, Institut für Elektrizitätswirtschaft und Energieinnovation der Technischen Universität Graz, Graz, Österreich.
- Strobl, T., Zunic, F., 2006, Wasserbau, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Germania.
- Stuart, T.A., 1962, The leaping behaviour of salmon and trout at falls and obstructions. *Freshw Salmon Fish Res* 28.
- Suciu, R., 2004, The impacts and implications of listing commercially-exploited aquatic species on CITES Appendix II: A case study on the fisheries of sturgeons, with emphasis on fisheries in the Danube, Black Sea and Caspian Sea. FAO and CITES joint consultation background paper, Rome, Italy.
- Suciu, M., Paraschiv, M., Suciu, R., 2004, Biometrics characteristics in young sturgeons of the Danube River. *Sci. Annals of DDI* 10, Tulcea, Romania.
- Suciu, R., Guti, G., 2012, Have sturgeons a future in the Danube River?, *Limnological Reports* 3 9 Proceedings 39th IAD Conference Living Danube 21-24 August, 2012, International Association for Danube Research, Göd/Vácrátót, Magyaország.
- Suciu, R., Paraschiv, M., Holostenco, D., Hontz, S., Iani, M., Molnar, P., 2014, Monitoring and analysis of sturgeon behavior downstream of the of Iron Gates 2 dams -Danube River, Romania Final Report (Dec. 2013 – May 2014), Towards a healthy Danube - Fish Migration Iron Gates and Danube River System, Beneficiary: FishFlow Innovations B.V. The Netherlands & ICPDR Vienna Partners for Water Programme Pilot project: PVWS13017.
- Suciu, R., Tănase, B., Bădiliță, A.M., Cristea, A., Déak, G., Hontz Ș., Paraschiv, M., Onară, D., 2012, Results of Monitoring Sturgeon. Monitoring environmental impact of ISPA 1 construction project for improvement of conditions for navigation on the Danube River between Barăila and Călărași, Km 175-375. Presentation, First International Project Workshop, Bucharest 5-6 June 2011.
- Tecuci, I., Tănase, I., Lazarine, T., 2011, Cerințe ecologice pentru asigurarea condițiilor naturale de viață a ecosistemelor acvatice din râuri, Conferința științifică anuală 1-3 noiembrie 2011, Institutul Național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, București, România.
- TEEB, 2009, The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers, disponibil la www.teebweb.org, ultima accesare: 07.12.2012.
- TEEB, 2011, Environmental flow assessment taking into account the value of ecosystem services, Pangani River Basin, Tanzania, The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers, disponibil la www.teebweb.org, ultima accesare: 07.12.2012.
- Thiem, J.D., Binder, T.R., Dawson, J.W. and others, 2011, Behaviour and passage success of upriver-migrating lake sturgeon *Acipenser fulvescens* in a

202 Bibliografie

- vertical slot fishway on the Richelieu River, Quebec, Canada, *Endangered Species Research* Vol. 15.
- Timko, M.A., L.S. Sullivan, S.E. Rizor, R.R. O'Connor, C.D. Wright, J.L. Hannity, C.A. Fitzgerald, M.M. Meagher, J.D., Timko, M., 2013, *The Development Process of Designing a Fish Bypass at a Hydroelectric Dam on the Columbia River*, Blue Leaf Environmental, 20.09.2013 Geesthacht Workshop.
- TNC, 2011, *Conservation Gateway. Environmental Flow Components*, The Nature Conservancy, disponibil la [www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/EnvironmentalFlow Components/Pages/environmental-flow-compon.aspx](http://www.conservationgateway.org/ConservationPractices/Freshwater/EnvironmentalFlows/MethodsandTools/EnvironmentalFlowComponents/Pages/environmental-flow-compon.aspx), ultima accesare: 18.03.2014.
- Travade, F., Larinier, M., 2002, *Fishlocks and fishlifts*, *Bulletin Francais de la Peche et de la Protection des Milieux Aquatiques* nr. 364, Paris, France.
- Trifu, C., Daradici, V., Luca, E., 2010 *Asigurarea conectivității laterale și longitudinale a cursurilor de apă. Studii de caz. Conferința științifică jubiliară 28-30 septembrie 2010 Institutul național de Hidrologie și Gospodărire a Apelor, București, România.*
- UN, 2010, *World Population Prospects, the 2010 Revision*, United Nations, disponibil la http://esa.un.org/wpp/Analytical-Figures/htm/fig_1.htm, ultima accesare: 15.11.2012
- UN, 2011, *COP 10 Decizia X/2. Plan Strategic pentru Biodiversitate 2011-2020* United Nations.
- UNDP, 2006, *Human Development Report 2006*, UNDP-United Nations Development Programme, New York, disponibil la <http://hdr.undp.org/en/reports/global/hdr2006/>. ultima accesare: 15.11.2012.
- USI, 2008, *Raport de Mediu pentru Amenajarea Teritoriului Zonal Hidrocentrale Muntele Mic*, SC Unitatea de Suport pentru Integrare SRL.
- Vereecken H., Viaene P., Meersschaut, Y., Mostaert, F., Verbiest, H., De Charleroy, D., De Nayer, B., 2008, *Fish passage solutions in the Upper Scheldt: restrictions and possibilities*, *IAHR Congress Proceedings - Proceedings of the Fifth International Symposium on Ecohydraulics. Aquatic Habitats: Analysis & Restoration*, September 12-17, 2004, Madrid, Spain.
- Voicu, R., Luca, E., 2012, *Solutions for fish migration upstream of Munteni Dam located on the Iad River*, B.H. Crișul Repede, 12-th International Multidisciplinary Scientific Geoconference SGEM 2012 – Conference Proceedings.
- Vovk, F.I., 1968, *The biological basis of reproduction of migratory fish when the river is controlled*, Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome.
- Wallingford Ltd, 2011, *Understanding the effect of fishpasses on flow gauging structures*, disponibil la <http://www.hrwallingford.com/site/projects/>

- floods- water-projects /fishpasses- flow-gauging- structures-project, ultima accesare: 06.11.2012.
- WFD CIS, 2003, Guidance document No.10 Rivers and Lakes – Typology, Reference conditions and Classification Systems – REFCOND, Water Framework Directive`s Common Implementation Strategy.
- Wright, C.D., Sullivan, L.S., O`Connor, R.R., Timko, M.A., Rizer, S.E., Hannity J.L., Fitzgerald, C.F., Meagher, M.M., Stephenson, J.D., 2010, Evaluation of gatewell exclusion screens and escapement at the Priest Rapids Project in 2010. Report by Blue Leaf Environmental, Inc., Ellensburg, WA and Columbia Basin Research, Seattle, WA for Public Utility District No. 2 of Grant County, Ephrata, WA, USA.
- WWF, 2006, 2006 Floods in the Danube River Basin - Flood risk mitigation for people living along the Danube: The potential for floodplain protection and restoration , WWF, Vienna, Austria.
- WWF, 2010, Assessment of the restoration potential along the Danube and main tributaries , WWF, Vienna, Austria.
- WWF, 2013, Raport privind analiza legislației specifice din domeniul planificării și emiterii actelor de reglementare aferente construirii și funcționării microhidrocentralelor în România, WWF, București, România.
- *** Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats: Action plan for the conservation of the Sturgeons.
- *** Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.
- *** Council Directive 2000/60/EC - Water Framework Directive-
- *** D.G.R. 74 - 45166 del 26/04/1995: "Criteri tecnici per il rilascio ed il rinnovo delle concessioni di derivazione da corsi d`acqua da utilizzare nell`esercizio delle funzioni regionali in materia di utilizzazioni idriche e nell`esercizio da parte delle Province delle funzioni di cui alla l.r. 13/041994, n. 5".
- *** Formularul Standard Natura 2000 al ROSCI 0122 Munții Făgăraș.
- *** Legea 107 din 1996, *Legea Apelor*, M.Of. 244/1996.
- *** Legea 310 din 2004 pentru modificarea si completarea Legii apelor nr. 107/1996.
- *** Ordinul 1163 din 16 iulie 2007 privind aprobarea unor măsuri pentru îmbunătățirea soluțiilor tehnice de proiectare și realizare a lucrărilor hidrotehnice de amenajare și reamenajare a cursurilor de apă, pentru atingerea obiectivelor de mediu din domeniul apelor.
- *** Ordinul 19 din 13 ianuarie 2010 pentru aprobarea Ghidului metodologic privind evaluarea adecvată a efectelor potențiale ale planurilor sau proiectelor asupra ariilor naturale protejate de interes comunitar.
- *** Ordinul 135 din 10 februarie 2010 privind aprobarea metodologiei de aplicare a evaluării impactului asupra mediului pentru proiecte publice și private.
- *** Ordonanță de Urgență nr. 57 din 20 iunie 2007 privind regimul ariilor naturale protejate, conservarea habitatelor naturale, a florei și faunei sălbatice.

204 Bibliografie

- *** QZVÖ-OG – Qualitätszielverordnung Ökologie Oberflächengewässer, Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich 29.03.2010.
- *** SER 2007 - Strategia Energetică a României pentru perioada 2007 – 2020, varianta 4 septembrie 2007, disponibilă la <http://www.scribd.com/doc/51333681/27/Noi-investi%C5%A3ii-in-centrale-electrice-din-%C5%A3ar%C4%83>, ultima accesare: 25.11.2012.
- *** WHG - Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz), 1957, Bundesrepublik Deutschland.
- *** WRA - Water Resources Act, 1991, United Kingdom.
- *** WRG - Wasserrechtsgesetz 1959, idF BGBl. I Nr. 82/2003 Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich.
- *** 1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról
- *** 30/2008. XII. 31. KvVM rendelet a vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó műszaki szabályokról

- *** <http://www.americanrivers.org/initiatives/dams/dam-removals-map/>, ultima accesare: 12.05.2014.
- *** <http://www.aquaticcontrol.co.uk/news>, ultima accesare: 13.11.2012.
- *** <http://business.rol.ro/print/magistrala-albastra-isi-scoate-banii-in-80-de-cincinale-32685.html>, ultima accesare: 12.05.2014.
- *** <http://www.caransebes.ro/hidrocentrala/>, ultima accesare: 17.01.2014.
- *** <http://www.djerdap.rs/index.aspx?pageno=20&mId=472&mpId=72&langId=2>), ultima accesare: 12.05.2014.
- *** <http://ecoevolution.ie/blog/category/small-scale-hydro/page/3/>, ultima accesare: 23.01.2013.
- *** <http://geoportal.ancpi.ro/geoportal/viewer/index.html>, ultima accesare: 12.05.2014.
- *** [http://www.novosti.rs/vesti/naslovna/aktuelno.239.html:230823-Djerdap-3---sansa – Srbi je](http://www.novosti.rs/vesti/naslovna/aktuelno.239.html:230823-Djerdap-3---sansa-Srbi-je), ultima accesare: 04.05.2012.
- *** http://www.politicaromaneasca.ro/romania_si_serbia_cauta_finantare_pentru_proiectul_portile_de_fier_iii-6668, ultima accesare: 25.11.2012.
- *** <http://www.unep.org/dewa/vitalwater/jpg/0243-fragmentation-EN.jpg>, ultima accesare: 17.01.2014
- *** [http://washingtondnr.files.wordpress.com/2013/09/clallam-county-tributary-to-ef-dickey -river.jpg](http://washingtondnr.files.wordpress.com/2013/09/clallam-county-tributary-to-ef-dickey-river.jpg), ultima accesare: 25.01.2013.
- *** <http://www.finterest.com.au/fish-movement-and-migration/assessment-of-an-infrared-fish-counter-vaki-riverwatcher-in-the-murray-darling-basin/attachment/vaki-riverwatcher-infrared-fish-counter-field-trial-at-lock-10-vertical-slot-fishway-photo-lee-baumgartner/>, ultima accesare: 12.05.2014.
- *** http://www.rtv.net/ministrul-mediului-investitiile-in-energiile-regenerabile-sunt-benefice-numai-daca-respecta-natura_46872.html#ixzz2EpO0gZ7b, ultima accesare: 14.12.2012

*** <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252012000400008>, ultima accesare:
12.05.2014.

*** <http://www.unep.org>, ultima accesare: 02.02.2014

Anexa nr. 1

Termeni și prescurtări după legislația și literatura de specialitate

ACVIFER. strat sau strate subterane de roci geologice sau alte strate geologice cu o porozitate și o permeabilitate suficientă astfel încât să permită fie o curgere semnificativă a apelor subterane, fie prelevarea unor cantități importante de ape subterane;

AGRADARE. Procesul de înălțare a albiei unui râu prin depuneri de aluviuni; ridicarea suprafeței reliefului prin depuneri de materiale noi. [După engl. aggradation].

ALTERARE. (se referă la) schimbări acute și evidente ale ecosistemului

APE DE SUPRAFAȚĂ. apele interioare, cu excepția apelor subterane; ape tranzitorii și ape costiere, exceptând cazul stării chimice pentru care trebuie incluse apele teritoriale;

APE SUBTERANE. apele aflate sub suprafața solului în zona saturată și în contact direct cu solul sau cu subsolul;

AVIZUL ȘI AUTORIZAȚIA DE GOSPODĂRIRE A APELOR. acte ce condiționează din punct de vedere tehnic și juridic execuția lucrărilor construite pe ape sau în legătură cu apele și funcționarea sau exploatarea acestor lucrări, precum și funcționarea și exploatarea celor existente și reprezintă principalele instrumente folosite în administrarea domeniului apelor; acestea se emit în baza reglementărilor elaborate și aprobate de autoritatea administrației publice centrale cu atribuții în domeniul apelor;

BAZIN HIDROGRAFIC. o suprafață de teren de pe care toate scurgerile de suprafață curg printr-o succesiune de curenți, râuri și posibil lacuri, spre mare într-un râu cu o singură gură de vărsare, estuar sau deltă;

BAZIN REPREZENTATIV. bazin care permite studiul ciclului hidrologic într-o regiune caracteristică naturală prin observații simultane climatologice și hidrometrice.

BIODIVERSITATE. vezi diversitatea biologică.

CELE MAI BUNE TEHNICI DISPONIBILE. ultimul stadiu de dezvoltare (starea actuală) a proceselor, instalațiilor sau a metodelor de exploatare care indică adaptarea practică a unei măsuri particulare pentru limitarea impactului asupra mediului, descărcărilor, emisiilor și deșeurilor. Termenul tehnici include atât tehnologia folosită, cât și modul în care instalațiile sunt proiectate, construite, întreținute, exploatate și demontate.

CEA MAI BUNĂ PRACTICĂ DE MEDIU. (se referă la) aplicarea celei mai adecvate combinații a măsurilor și strategiilor pentru controlul sectorial al mediului.

CHEMP. centrală hidroelectrică de mică putere.

CITES. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora.

CORP DE APĂ ARTIFICIAL. corp de apă de suprafață creat prin activitate umană.

CORP DE APĂ DE SUPRAFAȚĂ. un element discret și semnificativ al apelor de suprafață, de exemplu: lac, lac de acumulare, curs de apă-râu sau canal, sector de curs de apă-râu sau canal, ape tranzitorii sau un sector/secțiune din apele costiere.

CORP DE APĂ PUTERNIC MODIFICAT. corp de apă de suprafață care, datorită unei modificări fizice cauzată de o activitate umană, și-a schimbat substanțial caracterul lui natural.

DCA. Directiva Cadru Apă (Directiva 2000/60/EC).

DEBIT MODUL. vezi debit normal.

DEBIT NORMAL. debitul care reprezintă media aritmetică a debitelor medii anuale pe o perioadă cât mai mare de ani consecutivi.

DEBIT SALUBRU. debitul minim necesar într-o secțiune pe un curs de apă, pentru asigurarea condițiilor naturale de viață ale ecosistemelor acvatice existente.

DEBIT DE SERVITUTE. debitul minim necesar a fi lăsat permanent într-o secțiune pe un curs de apă, în aval de o lucrare de barare, format din debitul salubru și debitul minim necesar utilizatorilor de apă din aval.

DECOLMATARE. lucrări de întreținere a cursurilor de apă care să asigure scurgerea apelor la debite medii.

DEGRADARE. (se referă la) modificări subtile până la graduale care reduc integritatea sau sănătatea ecologică.

DERIVAȚIE HIDROTEHNICĂ. derivație hidrotehnică: lucrare hidrotehnică realizată pentru transferul unor volume de apă cu scopul reglementării debitelor, pentru asigurarea cerințelor de apă ale folosințelor, apărarea împotriva inundațiilor, protecția unor lucrări hidrotehnice etc.

DEZVOLTARE DURABILĂ. dezvoltarea care corespunde necesităților prezentului, fără a compromite posibilitatea generațiilor viitoare de a-și satisface propriile necesități.

DISTRICT AL BAZINULUI HIDROGRAFIC. suprafață de teren sau de mare, constituită dintr-unul sau mai multe bazine hidrografice vecine împreună cu apele subterane și costiere asociate, care este identificată ca unitate principală de administrare a bazinului hidrografic.

DISTRUGEREA. îndepărtarea tuturor formelor de viață macroscopică, implicând de obicei și ruina mediului fizic.

DIVERSITATEA BIOLOGICĂ. variabilitatea organismelor vii din toate sursele, inclusiv, printre altele, a ecosistemelor terestre, marine și a altor ecosisteme acvatice și a complexelor ecologice din care acestea fac parte; aceasta include diversitatea în cadrul speciilor, dintre specii și a ecosistemelor.

ECOLOGIE. știință care se ocupă cu studiul relațiilor dintre organisme și ambianța lor, la nivel de individ, populație sau comunitate.

ECOSISTEM. un complex dinamic de comunități de plante, animale și microorganisme și mediul lor fără viața, care interacționează ca o unitate funcțională.

ECOSISTEM DE REFERINȚĂ. un ecosistem care poate servi ca un model pentru planificarea unui proiect de restaurare ecologică, iar mai târziu poate facilita evaluarea aceluși proiect.

EPIU. dig de piatră sau de nuiel, construit transversal, cu un capăt încastrat în mal, pentru a regulariza cursul apei, a-i micșora lățimea sau a apăra malurile de eroziuni.

FONDUL NAȚIONAL DE DATE DE GOSPODĂRIRE A APELOR. totalitatea bazelor de date meteorologice, hidrologice, hidrogeologice, de gospodărire cantitativă și calitativă a apelor.

GRUP FUNCȚIONAL. ansamblu de organisme care poate fi recunoscut după rolul funcțional în ecosistem (de ex. Producători primari, ierbivore, descompunători, polenizatori, fixatori de azot etc.).

HABITAT NATURAL. areal terestru sau acvatic care se distinge prin anumite caracteristici geografice, abiotice și biotice naturale sau seminaturale, a cărui componență de floră și faună este formată și se dezvoltă spontan.

HABITAT DEGRADAT. habitat alterat astfel încât nu mai poate oferi condițiile naturale de viață speciilor și comunităților care se regăseau în mod spontan în acest spațiu. O degradare severă duce la pierderea habitatului.

HABITAT NATURAL PRIORITAR. habitat natural amenințat cu dispariția, prezent pe teritoriul prevăzut la articolul 2 al Directivei Habitate și a cărui conservare a devenit o responsabilitate de prim rang pentru Comunitate, acest tip de habitat natural prioritar este evidențiat printr-un asterisc (*) în anexa I a Directivei Habitate.

IAD. International Association for Danube Research.

INFORMAȚII DE GOSPODĂRIRE A APELOR. informații privind caracteristicile cantitative și calitative ale resurselor de apă, zonele inundabile, degradările albiilor și malurilor, lucrările de amenajare a bazinelor hidrografice și alte lucrări care au legătură cu apele, inclusiv sursele de poluare și lucrările pentru protecția calității apelor și alte elemente caracteristice naturale sau antropice, precum și drepturile de utilizare a apelor.

INFRASTRUCȚURĂ VERDE. rețea de arii naturale sau seminaturale, spații verzi rurale sau urbane și arii care contribuie la sănătatea și ecosistemelor, contribuie la conservarea biodiversității și servesc populației umane prin întreținerea și îmbunătățirea ecosistemelor.

INUNDAȚII. acoperirea temporară cu apă a terenului care în mod natural nu este acoperit cu apă, inclusiv inundații provocate de râuri, torenți, ape marine în zonele de coastă sau cursuri de apă nepermanente.

IUCN. International Union for Conservation of Nature.

LAC. corp de apă interioară, stătătoare, de suprafață.

MHC. microhidrocentrală.

OBIECTIVE DE MEDIU. obiectivele prevăzute la articolul 4 al Directivei Habitate.

PARTICIPAREA PUBLICULUI. informarea, consultarea și implicarea activă a acestuia în activitățile de gospodărire a apelor.

PASAJ PENTRU MIGRAȚIA FAUNEI ACVATICE. pasaj de pești, bypass, arh.: "scară de pești".

POLUARE. introducerea directă sau indirectă de substanțe sau căldură în aer, apă sau sol ca rezultat al activității umane și care poate prezenta riscuri pentru sănătatea umană sau pentru calitatea ecosistemelor acvatice sau a ecosistemelor terestre care depind în mod direct de ecosistemele acvatice, aceasta ducând la deteriorarea bunurilor materiale sau deteriorând sau afectând negativ domeniul agrementului sau alte utilizări legitime ale mediului.

POTENȚIAL ECOLOGIC BUN. starea unui corp de apă puternic modificat sau a unui corp de apă artificial, clasificată în concordanță cu prevederile relevante din anexa nr. 11 a Directivei Cadru Apa.

PRINCIPIUL PREVENȚIEI. conservarea biodiversității se realizează eficient dacă sunt eliminate sau diminuate efectele posibilelor amenințări.

PRINCIPIUL PRECAUȚIEI. lipsa studiilor științifice complete, nu poate fi considerată ca motiv de acceptare a unor activități ce pot avea impact negativ semnificativ asupra biodiversității.

PRINCIPIUL POLUATORUL PLĂTEȘTE. cel care cauzează distrugerea biodiversității trebuie să plătească costurile de prevenire, reducere a impactului sau reconstrucție ecologică.

PRINCIPIUL PARTICIPĂRII PUBLICULUI LA LUAREA DECIZIILOR ȘI ACCESUL LA INFORMAȚIE ȘI JUSTIȚIE ÎN DOMENIUL MEDIULUI. publicul trebuie să aibă acces la informațiile de mediu și dreptul de a participa în procesul de luare a deciziilor de mediu.

PRINCIPIUL ABORDĂRII ECOSISTEMICE. o strategie de management integrat, adaptativ, bazată pe aplicarea unor metodologii științifice corespunzătoare, care iau în considerare structura și funcțiile ecosistemelor și capacitatea lor de suport;

PRINCIPIUL REȚELELOR ECOLOGICE. pentru asigurarea conectivității dintre componentele biodiversității cu cele ale peisajului și ale structurilor sociale, având ca și componente centrale ariile naturale protejate, se stabilesc culoare ecologice de legătură.

PRINCIPIUL COMPENSĂRII. în cazul în care există un impact negativ și în lipsa unor soluții alternative, pentru obiective de interes public major, se stabilesc măsuri compensatorii.

RÂU. corp de apă interioară care curge în cea mai mare parte la suprafața terenului, dar care poate curge și subteran într-o anumită parte a cursului său.

Q_0 . debit normal.

Q_{min} . debit minim înregistrat pe o perioadă de mai mulți ani ($Q_{99,7\%}$).

$Q_{min\ multianual}$. media debitelor minime anuale și se calculează de obicei pe un interval mai lung de 10 ani.

REABILITARE. repararea proceselor, a productivității și a serviciilor unui ecosistem, în contrast cu restaurarea, care include și refacerea integrității biotice (compoziția specifică și structura comunității).

RESTAURARE ECOLOGICĂ. procesul de asistare a refacerii unui ecosistem care a fost degradat, alterat sau distrus.

SIT DE IMPORTANȚĂ COMUNITARĂ. un sit care, în cadrul regiunii sau regiunilor biogeografice cărora le aparține, contribuie în mod semnificativ la menținerea sau readucerea unui habitat din anexa I sau a unei specii din anexa II a Directivei Habitate la un stadiu corespunzător de conservare și, în același timp, la coerența sistemului Natura 2000 menționat la articolul 3, precum și/sau la menținerea diversității biologice a regiunii sau regiunilor biogeografice respective. Pentru speciile de faună cu arii mari de extindere, siturile de importanță comunitară corespund acelor teritorii din aria de extindere a respectivelor specii care prezintă elementele fizice sau biologice esențiale pentru viața și reproducerea lor.

SPECII PRIORITARE. speciile prevăzute la litera (g) punctul (i) a Directivei Habitate, a căror conservare a devenit o responsabilitate de prim rang pentru Comunitate, având în vedere procentul din aria lor de extindere naturală care intră în teritoriul prevăzut la articolul 2; aceste specii prioritare sunt evidențiate printr-un asterisc (*) în anexa II.

STAREA ECOLOGICĂ. o expresie a calității structurii și funcționării ecosistemelor acvatice asociate apelor de suprafață, clasificate în concordanță cu prevederile anexei nr. 11 a Directivei Cadru Apă.

STAREA ECOLOGICĂ BUNĂ. starea unui corp de ape de suprafață, astfel clasificată în concordanță cu prevederile anexei nr. 1 a Directivei Cadru Apă.

STAREA APELOR DE SUPRAFAȚĂ. expresia generală a stării unui corp de apă de suprafață, determinată de indicatorii minimi ce caracterizează starea sa ecologică și starea sa chimică.

STAREA ECOLOGICĂ A APELOR DE SUPRAFAȚĂ. starea de calitate exprimată prin structura și funcționarea ecosistemelor acvatice din apele de suprafață, clasificată în funcție de elementele biologice, chimice și hidromorfologice caracteristice.

STAREA ECOLOGICĂ BUNĂ A APELOR DE SUPRAFAȚĂ. starea unui corp de apă de suprafață, definită pe baza "stării bune" a elementelor biologice.

STAREA BUNĂ A APELOR DE SUPRAFAȚĂ. starea atinsă de un corp de apă de suprafață atunci când, atât starea sa ecologică cât și starea chimică sunt "bune".

UNDE PULSATORII. fluctuații ale nivelului apei, (potrivit metodologiei ANAR, mai mari de 1m/zi), produse în scop hidroenergetic (hydropeaking).

UTILIZARE DURABILĂ. utilizarea componentelor diversității biologice într-un mod și ritm care să nu ducă la scăderea pe termen lung a diversității biologice, menținându-i astfel potențialul de a răspunde necesităților și aspirațiilor generațiilor prezente și viitoare.

WSCS. World Sturgeon Conservation Society.

ZONĂ INUNDABILĂ. suprafață de teren din albia majoră a unui curs de apă, delimitată de un nivel al oglinzii apei, corespunzător anumitor debite în situații de ape mari.

ZONĂ UMEDĂ. întinderi de bălți, mlaștini, turbării de ape naturale sau artificiale cu adâncime mai mică de 2 m, permanente sau temporare, unde apa este stagnantă sau curgătoare, dulce, salmastră sau sărată, inclusiv ape costiere cu adâncime mai mică de 6 m.

Anexa nr. 2**Scări de pești existente în anul 2012 în România,**
tabele comunicate de INHGA (2013).

Tabel cu scarile de pești existente la nivelul spațiului hidrografic Buzau Ialomita în 2012

Nr. crt.	Rau	Tip obstacol transversal (baraj, prag)	Hectometru rau	Înălțime obstacol (m)	Scara de pești existentă	Stare funcțională/ nefuncțională scara de pești
1	Buzau	prag de fund	1860	1.5	da	funcțională
2	Buzau	prag de fund	1900	1.9	da	funcțională
3	Ialomita	prag de fund	111	2.5	da	funcțională
4	Ialomita	baraj priza	255	2.8	da	funcțională
5	Ialomita	baraj priza	433	6.3	da	funcțională
6	Ialomita	baraj priza	711	5.5	da	funcțională
7	Ialomita	baraj priza derivatie	743	4.3	da	funcțională
8	Prahova	prag captare	120	1.5	da	funcțională
9	Prahova	prag captare	390	3	da	funcțională
10	Doftana	prag captare	120	3	da	funcțională
11	Doftana	prag captare	220	2	da	funcțională
12	Teleajen	prag captare	480	5	da	funcțională
13	Teleajen	prag captarea	490	3	da	funcțională
14	Teleajen	prag de fund	810	3	da	funcțională
15	Teleajen	prag de fund	870	3	da	funcțională

Tabel cu scarile de pești existente la nivelul bazinului hidrografic Jiu în 2012

Nr. crt.	Rau	Tip obstacol transversal (baraj, prag)	Hectometru rau	Înălțime obstacol (m)	Scara de pești existentă	Stare funcțională/ nefuncțională scara de pești
1	Jiet	priza de mal de tip tirolez	108	2	da	funcțională
2	Polatiste	priza de mal de tip tirolez	35	1,6	da	funcțională
3	Izvor	priza de mal de tip tirolez	72	1,4	da	funcțională
4	Lazaru	priza de mal de tip tirolez	71	1,4	da	funcțională
5	Jiu de Vest	priza de mal cu captare laterala	192	2	da	funcțională
6	Stoicicioara (curs de apă necodificat cadastral)	priza de mal de tip tirolez - în conservare	19	1,4	da	nefuncțională
7	Paraul Galben	prag captare	129	5	da	nefuncțională

Tabel cu scarile de pești existente la nivelul spațiului hidrografic Banat în 2012

Nr. crt.	Rau	Tip obstacol transversal (baraj, prag)	Hectometru rau	Înălțime obstacol (m)	Scara de pești existentă	Stare funcțională/ nefuncțională scara de pești
1	Minis	baraj stavilar	167	10	da	nefuncțională
2	Sebesel	prag fund – captare tiroleza	39	0.8	da	funcțională
3	Sebesel	prag fund – captare tiroleza	71	0.8	da	funcțională
4	necodificat	prag fund – captare tiroleza	-	0.8	da	funcțională
5	Riul Craiului	prag fund – captare tiroleza	32	0.8	da	funcțională
6	MHC Cuntu	prag de fund - captare tiroleza	42	0.8	da	funcțională

Tabel cu scarile de pești existente la nivelul bazinului hidrografic Olt în 2012

212 Anexa nr. 2

Nr. crt.	Rau	Tip obstacol transversal (baraj, prag)	Hectometru rau	Inaltime obstacol (m)	Scara de pesti existenta	Stare functionala/ nefunctionala scara de pesti
1	pr. Priboioasa	prag de captare	100	1.70	da	functionala
2	pr. Sadu	prag de captare	347	1.70	da	functionala
3	pr. Madaras	prag de captare	70	1.45	da	nefunctionala
4	pr. Cartisoara	prag de captare	42	1.45	da	functionala
5	pr. Porumbacu	prag de captare	80	1.45	da	nefunctionala
6	pr. Repedea	prag de captare	92	0.90	da	functionala
7	pr. Ucea	prag de captare	90	1.50	da	functionala
8	pr. Vad	prag de captare	78	1.80	da	nefunctionala
9	pr. Valea lui Vlad	prag de captare	95	1.50	da	nefunctionala
10	pr. Varghis	prag de captare	109	1.45	da	nefunctionala

Tabel cu scarile de pesti existente la nivelul bazinului hidrografic Somes- Tisa in 2012

Nr. crt.	Râu	Tip obstacol transversal (baraj, prag)	Hectometru rau	Inaltime obstacol (m)	Scara de pesti existenta	Stare functionala/ nefunctionala scara de pesti
1	Valea Calandri	prag de fund	Hm confluenta 78	2.64	da	functionala
2	Valea Rastosa	prag de fund	Hm confluenta 73	2.10	da	functionala
3	pr. Stur	baraj	70	9.5	da	nefunctionala
4	Valea Biidarului	prag de fund	Hm confluenta 93	4.24	da	functionala
5	r. Firiza	prag de fund	154	1.8	da	functionala
6	r. Lapus	baraj	998	1.7	da	functionare discontinua (functioneaza numai cand nivelul apei este mare)
7	Valea Neagra	prag de fund	24 - 25	2.3	da	functionala
8	Somes Mic	baraj	907	6.4	da	functionala, scara de pesti reabilitata in 2009
9	Somes Mic	prag de fund	938	2.0	da	functionala
10	Bistrita	prag de fund	308	0.5	da	functionala
11	Bistrita	prag de fund	530	1	da	functionala
12	Bistrita	prag de fund	539	1	da	functionala
13	Bistrita	prag de fund	546	1	da	functionala
14	Bistrita	prag de fund	636	1.5	da	functionala
15	Sieu	prag de fund	155	1	da	functionala
16	Sieu	prag de fund	375	1.5	da	functionala
17	Somes Mare	prag de fund deteriorat care asigura migratia pestilor	655	4	da	functionala
18	Rebra	baraj	412	1.8	da	functionala
19	Budac	baraj priza	69	1.75	da	functionala
20	Budac	baraj priza	87	13	da	functionala
21	Budac	baraj priza	115	1	da	functionala
22	Crasna	prag barare beton	776	4.0	da	functionala
23	Valea Rea	prag captare	107		da	In constructie incepand cu 10.05.2012

Tabel cu scarile de pesti existente in spatiul hidrografic Crisuri, in anul 2012

Nr. crt.	Râu	Tip obstacol transversal (baraj, prag)	Hectometru rau	Inaltime obstacol (m)	Scara de pesti existenta	Stare functionala/ nefunctionala scara de pesti
1	Crisul Repede	prag capture	1561	2.5	da	functionala
2	Valea Mare Carpinoasa	prag capture	110	2.5	da	functionala
3	Crisul Negru	priza de apa	1153	1	da	nefunctionala (avariata)
4	Cohu	prag capture	72	2.2	da	functionala
5	Crisul Alb	prag capture	334	4	da	functionala
6	Nimaiesti	prag	128	2	da	functionala
7	Nimaiesti	prag	55		da	functionala
8	Boga	prag	56		da	functionala
9	Crisul Pietros	prag	95	2	da	functionala
10	Bistra	priza tiroleza	167	1.9	da	functionala

Tabel cu scarile de pesti existente la nivelul bazinului hidrografic Mures in 2012

Nr. crt.	Rau	Tip obstacol transversal (baraj, prag)	Hectometru rau	Inaltime obstacol (m)	Scara de pesti existenta	Stare functionala/ nefunctionala scara de pesti
1	Mures	capture de mal cu prag de fund	1405	1.9	da	functionala
2	Mures	baraj priza	1918.7	11.5	da	functionala
3	Toplita	priza de tip tirolez cu prag de fund	177.3	1.2	da	functionala
4	Salard	prag deversor cu priza tiroleza	106	1.0	da	nefunctionala
5	Iod	prag de fund priza tiroleza	96	1.5	da	functionala
6	Iod	prag de fund priza tiroleza	77	2.0	da	functionala
7	Donca (Prisaca)	baraj de priza	143.25	1.5	da	functionala
8	Gurghiu	baraj de priza	527.7	2.3	da	functionala
9	Fancel	priza tiroleza	97.2	1.4	da	functionala
10	Isticeu	prag deversor cu priza	97	2.5	da	functionala
11	Cracul Crucii	prag deversor cu priza	78.4	2.5	da	functionala
12	Aries (Ariesul Mare)	baraj de priza	617	3.0	da	functionala
13	Tarnava (Tarnava Mare)	capture de mal cu prag de fund	449.7	0.8	da	functionala
14	Tarnava (Tarnava Mare)	baraj de priza	750.1	1.0	da	functionala
15	Tarnava (Tarnava Mare)	baraj priza	995	13.6	da	functionala
16	Tarnava (Tarnava Mare)	baraj priza	1812	13.6	da	functionala
17	Visa	prag fund	391.35	2.0	da	functionala
18	Visa	prag fund	391.45	2.0	da	functionala
19	Visa	prag fund	391.55	0.5	da	functionala
20	Visa	cadere	293	0.5	da	functionala
21	Visa	cadere	293	1.0	da	functionala
22	Valea Rusilor	cadere	85	1.5	da	functionala
23	Tarnava (Tarnava Mica)	baraj priza	657.7	5.0	da	functionala
24	Tarnava (Tarnava Mica)	prag de fund	1319.8	3.0	da	functionala
25	Tarnava (Tarnava Mica)	baraj de priza	1373.25	10.0	da	functionala
26	Tarnava (Tarnava Mica)	baraj priza tiroleza	193.15	1.5	da	functionala
27	Iuhod	prag deversor cu priza de mal	114	1.2	da	functionala
28	Sovata	priza	152	2.0	da	functionala
29	Sebes (Maior)	priza	106.3	3.0	da	functionala
30	Valtori (Runc)	baraj	105	2.0	da	functionala
31	Fenes	prag capture	155.4	2.0	da	functionala
32	Cugir (Raul Mare)	prag deversor	140	1.4	da	functionala
33	Bosorog	prag deversor	71	1.4	da	functionala
34	Raul Mic - Cugir	prag deversor	195.4	1.7	canal by-pass	functionala
35	Raul Mic - Cugir	prag secundar	195.5	1.7	canal by-pass	functionala
36	Orastie (Beriu, Gradistea)	priza	318.7	1.5	da	functionala
37	Orastie (Beriu, Gradistea)	capture	50	5.0	da	functionala
38	Ses - Orastie	capture	46.6	3.0	da	functionala
39	Sibisel (Raul Mare, Alun)	prag - priza	179	2.0	da	functionala
40	Rausor	prag - priza	85	2.0	da	functionala
41	Strei	baraj priza	813	1.5	da	functionala
42	Barbat	prag priza	255	1.5	da	functionala
43	Salas (Malaesti)	priza de mal	70.7	1.5	da	functionala
44	Brezova	prag	48	5.0	da	nefunctionala
45	Brezova	prag	84	2.5	da	functionala
46	Brezova	prag	103.8	5.0	da	functionala
47	Valea Luncanilor	prag	139	2.0	da	functionala
48	Nadrab	capate de mal	32.4	2.5	da	functionala
49	Dobra (Batrana, Vad)	Dobra	90	5.0	da	functionala

214 Anexa nr. 2

Tabel cu scarile de pesti existente la nivelul spatiului hidrografic Arges – Vedea in 2012

Nr. crt.	Râu	Tip obstacol transversal (baraj, prag)	Hectometru rau	Înălțime obstacol (m)	Scară de pesti existentă	Stare funcțională/nefuncționala scara de pesti
1	Valsan	prag de fund	444,4	1,5	da	funcționala
2	R.Targului	baraj priza	673,5	6,0	da	funcționala
3	R.Targului	baraj priza	258,7	4,0	da	funcționala
4	Batrana	prag deversor	76,4	2,0	da	nefuncționala
5	Cuca	prag deversor	62,5	5,0	da	nefuncționala
6	Cuca	priza	41,9	4,0	da	funcționala
7	Batrina	priza	45,2	3,0	da	funcționala
8	Bratia	priza	45,4	2,5	da	funcționala
9	Otic	priza	39,2	1,45	da	funcționala
10	Buda	priza MHC	171,9	1,45	da	funcționala
11	Buda	priza MHC	154,8	1,45	da	funcționala
12	Buda	priza MHC	105,1	1,45	da	funcționala
13	Buda	priza MHC	65,55	1,45	da	funcționala
14	Buda	priza MHC	39,9	1,45	da	funcționala
15	Capra	priza MHC	168,32	1,45	da	funcționala
16	Capra	priza MHC	147,32	1,45	da	funcționala
17	Capra	priza MHC	128,32	1,45	da	funcționala
18	Capra	priza MHC	93,32	1,45	da	funcționala
19	Capra	priza MHC	54,32	1,45	da	funcționala
20	Capra	priza MHC	22,82	1,45	da	funcționala

Tabel cu scarile de pesti existente la nivelul bazinului hidrografic Siret in 2012

Nr. crt.	Râu	Tip obstacol transversal (baraj, prag)	Hectometru râu	Înălțime obstacol (m)	Scară de pești existentă	Stare funcțională/nefuncționala scara de pesti
1	Suceava	prag	490	1.5	da	nefuncționala
2	Suceava	prag	654	1.55	da	funcționala
3	Suceava	prag	967	1.60	da	funcționala
4	Suceava	prag	998	-	nu	bresa
5	Suceava	priza	1240	4	da	nefuncționala
6	Putna	prag	94	3.3	da	funcționala
7	Brodina	prag	90	1.4	da	funcționala
8	Brodina	prag	71	1.4	da	funcționala
9	Brodina	prag	275	1.4	da	funcționala
10	Brodina	prag	180	3.4	da	funcționala
11	Sucevita	prag	195	1	da	funcționala
12	Sadau	prag	37	1.5	da	funcționala
13	Vorova	prag	13	1	da	funcționala
14	Vorova	prag	90	0.5	da	funcționala
15	Sihastrie	prag	80	0.5	da	funcționala
16	Negrisoara	prag	90	0.5	da	funcționala
17	Barnar	prag	161	1	da	funcționala
18	Bucinis	prag	120	0.44	da	funcționala
19	Neagra	prag	300	0.4	da	funcționala
20	Neagra	prag	180	1	da	funcționala
21	Neagra	prag	203	1	da	funcționala
22	Neagra	prag	100	1	da	funcționala
23	Izvoru Alb	prag	58	0.9	da	funcționala
24	Moldova	prag	433	5	da	funcționala
25	Moldova	prag	405	2	da	funcționala
26	Moldova	prag	770	0.9	da	funcționala
27	Sadova	prag	100	0.4	da	funcționala
28	Suha Mica	prag	92	0.7	da	funcționala
29	Suha Mare	prag	61	5	da	funcționala
30	Suha Mare	prag	85	2.85	da	funcționala
31	Pr. Pietroasa	prag deversor captare secundară	-	1.5	da	funcțională
32	Păltiniș	prag deversor aferent captare secundară	-	0.5	da	funcțională
33	Bradul	prag deversor aferent captare secundară	-	0.5	da	funcțională
34	Valea cu Pești	prag deversor aferent	-	1	da	funcțională
35	Neagra Șarului	prag deversor aferent	-	1.5	da	funcțională
36	Neagra Șarului	prag deversor	-	1	da	funcțională
37	Pr. Oii	baraj	68	6.5	da	nefuncțională
38	Corbu	prag deversor	100	1.45	da	funcțională
39	Bicaz	baraj	58	9	da	nefuncțională
40	r.Siret	baraj priza	1660	2.8	da	funcționala
41	Trotus	baraj priza	1000	6.9	da	funcționala

Notă:

Pe teritoriul Adminstratiilor Bazinale de Apa Dobrogea - Litoral si Prut - Barlad nu exista scari de pesti

Anexa nr. 3

Denumiri științifice și populare ale speciilor de pești și chișcari utilizate pe parcursul prezentei teze

Abramis brama – plătică
Acipenser güldenstaedti - nisetru
Acipenser nudiiventris - viză
Acipenser ruthenus – cegă
Acipenser stellatus – păstrugă
Acipenser sturio - șip
Alosa pontica – scrumbia de Dunăre
Alburnus alburnus - obleț
Barbus barbus – mreană
Barbus meridionalis peteny – moioagă
Carassius carassius - caracudă
Chondrostoma nasus – scobar
Cottus gobio – zglăvoacă
Cyprinus carpio - crap
Esox lucius – știucă
Eudontomyzon danfordi - chișcar
Eudontomyzon mariae- chișcar
Eudontomyzon vladykovi - chișcar
Gobius kessleri - guvid de baltă
Gobius fluviatilis - porcușor
Hucho hucho – lostriță
Huso Huso - morun
Leuciscus cephalus – clean
Noemacheilus barbatulus – molan
Perca fluviatilis - biban
Phoxinus phoxinus – boiștean
Proteorhinus marmoratus – moacă de brădiș
Rutilus rutilus - babușcă
Salmo trutta fario – păstrăv
Salvelinus fontinalis – fântânel
Thymallus thymallus – lipanul
Vimba vimba carinata - morunaș