

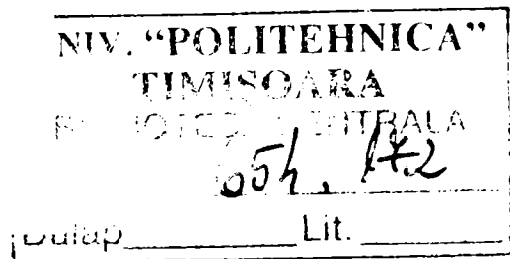
CERCETĂRI PRIVIND RENATURAREA CORPURILOR DE APĂ PUTERNIC MODIFICATE

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

Hidrolog Mihaela Elisabeta Madar

Conducător științific: prof.dr.ing. Gheorghe Crețu
Referenți științifici: prof.dr.ing. Marius Ion Giurma
conf.dr.ing. Mădălin Mihailovici
prof.dr.ing. Ion Mirel

Ziua susținerii tezei: 20.06.2007



Seriile Teze de doctorat ale UPT sunt:

- | | |
|------------------------|---|
| 1. Automatică | 7. Inginerie Electronică și Telecomunicații |
| 2. Chimie | 8. Inginerie Industrială |
| 3. Energetică | 9. Inginerie Mecanică |
| 4. Ingineria Chimică | 10. Știința Calculatoarelor |
| 5. Inginerie Civilă | 11. Știința și Ingineria Materialelor |
| 6. Inginerie Electrică | |

Universitatea „Politehnica” din 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, 2006

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” din 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

Prezenta lucrare este produsul activității mele de doctorand la Universitatea „Politehnica” din Timișoara, Facultatea de Hidrotehnică, sub îndrumarea directă a domnului prof.dr. ing. Gheorghe Crețu.

Titlul tezei este unul foarte explicit, alăturând cei doi termeni care vor fi explicați pe parcursul paginilor următoare: „renaturare” și „corpuri de apă puternic modificate”.

Dacă termenul de corp de apă puternic modificat este propus de Directiva Cadru a Apei 60/2000/CEE și acceptat de legislația românească în domeniu, termenul de renaturare este utilizat aleatoriu, în combinație cu alți termeni ce –și propun să denumească același proces de restabilire a stării și funcționalității sistemului acvatic și ecosistemelor dependente. Prin urmare, această lucrare propune și standardizarea anumitor concepte pentru realitatea românească a gospodarilor de ape.

Motivată fiind și de necesitatea de a studia aceste concepte din punctul de vedere al aplicării practice în sistemul românesc de gospodărire a apelor din care fac parte de 5 ani, am suprapus informațiile cunoscute la nivel european (sau chiar global) cu cele românești și le-am dezvoltat în punctele „vulnerabile”, astfel încât să ia forma unei strategii aplicabile și eficiente de abordare a subiectului.

Timișoara
04.iunie.2007

hidr. Mihaela Madar

Madar, Mihaela Elisabeta

Cercetări privind renaturarea corpurilor de apă puternic modificate

Teze de doctorat ale UPT, Seria 5, Nr. 14, Editura Politenica, 2007, 220 pagini, 93 figuri, 74 tabele.

ISSN: 1842-581X

ISBN: 978-973-625-469-7

Cuvinte cheie: corp de apă puternic modificat, renaturare, reabilitare ecologică, starea apelor, potențial ecologic, eficiența ecologică a măsurilor, analiza cost-eficiență, program expert, program de măsuri

Rezumat

Directiva Cadru impune studiul, analiza și implementarea unui set de măsuri pentru atingerea standardelor de calitate numite „starea bună” și „potențialul ecologic bun”. În vederea atingerii acestui deziderat standardizat la nivel european se impun măsuri de îmbunătățire a calității apelor, măsuri numite în această lucrare „măsuri de renaturare sau reabilitare ecologică”.

Renaturarea cursurilor de apă reprezintă o temă de actualitate la nivel global, temă ce reia concepte mai vechi și le oferă un cadru amplu, legiferat și standardizat. Datorită faptului că Directiva Apelor oferă doar un cadru general de acțiune, la nivel regional și național trebuie dezvoltate strategii concrete care să țină cont de condiționările și specificitatea locală.

Având în vedere lipsa unor metodologii care să fie completate și de instrumente concrete de implementare, această lucrare vine să dezvolte un mod practic și eficient de abordare în 10 pași care se sprijină pe instrumente concrete de analiză cost-eficiență, calibrate la realitatea râurilor din România.

Aplicabilitatea modului de lucru propus este testată pe 4 dintre cele mai des întâlnite tipuri de presiuni ce se manifestă asupra corpurilor de apă, și anume: barări transversale, barări longitudinale, regimul pulsatoriu, captări și derivații, iar rezultatul este demonstrarea unui mod pragmatic de prioritizarea a măsurilor de renaturare din punct de vedere al eficienței ecologice și economice într-un cadru de program de măsuri.

CUPRINS

INTODUCERE	7
1 GOSPODĂRIRE LA NIVEL DE BAZIN HIDROGRAFIC – SCARA DE REFERINȚĂ ÎN GOSPODĂRIREA APELOR	
1.1. De ce? Ce? Cum?	9
1.2. Managementul Integrat al Apelor	16
1.3. Directivele Consiliului Europei	21
2 GOSPODĂRIRE LA NIVEL DE CORP DE APĂ – SCARA DE DETALIU ÎN GOSPODĂRIREA APELOR	
2.1. Definirea corpurilor de apă	33
2.2. Analiza presiunii și impactului	39
2.3. Tipuri de corpuri de apă	47
2.3.1. Corpurile de apă puternic modificate și corpurile de apă artificiale	49
2.4. Obiectivele de mediu ale corpurilor de apă	55
3 TEHNICI DE RENATURARE A CORPURILOR DE APĂ PUTERNIC MODIFICATE	
3.1. Cadrul științific al renaturării	65
3.2. Obiectivele renaturării	70
3.3. Măsuri de renaturare	74
3.4. Considerente logice în proiectare-tehnici și tehnologii	89
4 METODE DE SELECTARE ȘI PRIORITIZARE A MĂSURILOR DE RENATURARE	
4.1. Strategii de management versus plan de acțiune	107
4.2. Selectarea de soluții - abordare cadru	111
4.3. WFD-Explorer-instrument suport al deciziei	123
4.3.1. Analiza eficienței ecologice	132
4.3.2. Analiza cost-eficiență	141
5 DEZVOLTAREA ETAPELOR ÎN PREGĂTIREA UNUI PROGRAM DE MĂSURI – STUDIU DE CAZ	
5.1. Propunere de abordare etapizată a programului de măsuri pentru corpurile de apă puternic modificate	145
5.2. Aplicație pentru 4 tipuri de presiuni ce se manifestă pe corpurile de apă puternic modificate	156

6	CONCLUZII. CONTRIBUȚII PERSONALE. PERSPECTIVE DE CERCETARE	207
7	BIBLIOGRAFIE	215

INTRODUCERE

Lucrarea de față este rezultatul materializării cunoștințelor și deprinderilor dobândite în ultimii 5 ani de activitate de gospodărirea apelor la Direcția Apelor Banat și coordonate cu mult profesionalism de dl. prof. dr. Ing. Gheorghe Crețu.

Motivația pentru alegerea acestei teme a fost dată de noutatea, sau în alt fel spus revenirea în actualitate a problemelor legate de renaturarea cursurilor de apă. De această dată însă, conceptul primește o conotație mult mai amplă oferită și de directivele europene în domeniul apei.

Directiva Cadru a Apei oferă susținerea legislativă a unei gospodăririi ce vizează reabilitarea apelor. Concepte care vin să sprijine aceeași viziune sunt regăsite și în alte directive europene, chiar și în Noua Directivă pentru inundații, Directivă ce reușește să îmbine principiile de apărare împotriva inundațiilor cu principiile de oferire de mai mult spațiu râului, de acceptare a forței naturii exprimată în ape și de oferire a unei șanse de autogospodărire a sistemelor acvatice.

Într-o manieră personală, și această lucrare vine să precizeze aceleași lucruri, obiectivele lucrării fiind expunerea de măsuri de renaturare și combinarea de tehnici și tehnologii în ideea promovării unei renaturări durabile a apelor.

Conceptele de renaturare descrise în cele 5 capitole ale lucrării se încrui în cadrul propus de Directiva Cadru a Apei, instrument legislativ acceptat la nivel european și transpus în legislația românească în domeniu.

Pornind de la ideea că scara de referință în orice proces de gospodărire a apelor este bazinul hidrografic, se ajunge la analize specifice dezvoltate la scara de detaliu a gospodăririi apelor, și anume corpul de apă.

Corpul de apă, ca element discret și semnificativ al unui curs de apă, poate reprezenta cel mai bun punct de pornire în elaborarea și implementarea unor strategii de management durabile, însă care întotdeauna trebuie raportate la scara bazinală de referință. Atenția se concentrează asupra corpurilor de apă modificate din punct de vedere calitativ și cantitativ, denumite în Directiva Cadru a Apelor „corpuri de apă puternic modificate”.

Prin urmare, titlul acestei lucrări include cele două concepte care se vor regăsi pe parcursul celor circa 200 de pagini de analiză și sinteză bibliografică îmbogățite de contribuții personale motivate și de aplicația descrisă în capitolul 5.

Astfel, lucrarea descrie modalitățile de identificare și desemnare a corpurilor de apă și problemele legate de analiza presiunii și impactului, și propune măsuri de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate, măsuri care să se adreseze unor alterări specifice și să le rezolve într-o manieră durabilă, astfel încât obiectivele de mediu propuse, să poată fi atinse.

Prin dezvoltarea unei analize cost-eficiență, măsurile propuse vor deveni parte a unui program de măsuri de a cărui bună implementare ține succesul renaturării scontate.

Având în vedere caracterul uneori vag al instrumentelor avute în prezent la îndemână pentru dezvoltarea analizelor cost-eficiență, am decis ca această lucrare să conțină o propunere de eficientizare a activității de elaborare a unui program de măsuri. Este vorba despre un mod de lucru în 10 pași ce dezvoltă o manieră coerentă și coezivă de abordare a programelor de măsuri, și o detaliere a unor instrumente ce

pot facilita analiza eficienței ecologice și economice a măsurilor și combinațiilor de măsuri. Pentru aceasta a fost utilizat programul WFD-Explorer, program de modelare a impactului ecologic al implementării unei măsuri sau a unui set de măsuri. Acest program include și costurile măsurilor aplicate, astfel încât, în final, într-un timp de zeci de ori mai scurt decât cel alocat analizelor în metoda tradițională, să beneficiem de un răspuns clar și detaliat exprimat în clase ale indicatorilor de calitate, pe de o parte, și costuri, pe de altă parte. Prioritizarea măsurilor sau programelor de măsuri se poate realiza prin încercări. Rapoartele programului detaliază toate informațiile necesare procesului final de selectare a pachetului optim, iar omul poate interveni cu detaliul final ce implică o bună cunoaștere a bazinului hidrografic, a politicilor sectoriale de dezvoltare și a acceptabilității sociale a programului de măsuri propus.

Programul WFD-Explorer a fost creat în anul 2006 de Institutul de cercetare Delft Hydraulics din Olanda, și aplicat pentru testare pe mai multe bazine hidrografice din Olanda. În cadrul proiectului „Stabilirea priorităților măsurilor de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate prin analiza cost-eficiență în vederea atingerii obiectivelor de mediu prevăzute de Directiva Cadru a Apei” - PPA05/RM/7/4, WFD-Explorer a fost calibrat pe Spațiul Hidrografic Banat. În această teză sunt incluse unele rezultate ale muncii din cadrul ultimilor doi ani în care am lucrat și am coordonat echipa de proiect sus-amintită.

Înainte de a încheia această scurtă introducere în tema lucrării, doresc să mulțumesc domnului prof. dr. ing. Gheorghe Crețu pentru îndrumarea de înaltă calitate cu care mi-a ghidat elaborarea acestei teze, și tuturor colegilor de la Direcția Apelor Banat care au contribuit în foarte mare măsură la formarea mea profesională.

Mihaela Madar

CAP. 1. GOSPODĂRIRE LA NIVEL DE BAZIN HIDROGRAFIC – SCARA DE REFERINȚĂ ÎN GOSPODĂRIREA APELOR

1.1. De ce? Ce? Cum?

Apa este o resursă vitală. Modul în care o gospodărim definește cantitatea și calitatea apei pentru prezentul și viitorul omenirii. Gospodărirea integrată a geosistemului, sociosistemului și ecosistemului sunt esențiale pentru dezvoltarea durabilă a societății. Fiind un element de bază în oricare dintre cele trei sisteme menționate mai sus, apa merită și trebuie să i se ofere un loc și o atenție specială deoarece ea poate limita sau poate favoriza dezvoltarea.

Gospodărirea integrată trebuie să coreleze toate corpurile de apă dulce, sărată sau salmastră, incluzându-le pe cele de suprafață, dar și pe cele subterane, și considerându-le atât din punct cantitativ, cât și calitativ. Natura multisectorială a evoluției resurselor de apă în contextul dezvoltării socio-economice este bine cunoscută, cum de altfel este și utilizarea pe mai multe planuri a resurselor de apă pentru alimentarea populației, agricultură, industrie, dezvoltare urbană, hidroenergie, transport, pescuit, recreere, managementul regiunilor inundabile și alte activități.

De ce?

Apa reprezintă o condiționare critică, dar de multe ori uitată, atunci când vorbim de dezvoltare durabilă. Fără progres în domeniul managementului resurselor de apă nu putem înregistra un progres în dezvoltare economică generală. Apa este un element cheie pentru îmbunătățirea condițiilor de viață, reducerea mortalității și morbidității, creșterea productivității agricole, dezvoltarea economică, în special în sectorul hidroenergetic, și asigurarea integrității ecosistemelor. Efectele cele mai frecvente cauzate de inundații, secete și boli se reflectă pregnant în mediul social și economic.

Resursele de apă potabilă ale lumii sunt sub o presiune crescândă. Creșterea numărului populației, dezvoltarea economică și îmbunătățirea standardului de viață conduc spre creșterea competiției și a numărului conflictelor în legătură cu resursele de apă care sunt limitate. Motive de natură geografică, socială sau economică duc la o gospodărire uneori neadecvată a resurselor de apă care deseori se suprapun și cu acțiuni precum supraexploatarea solului și a resurselor forestiere, care produc un impact negativ asupra resurselor de apă.

Apa este tot mai mult văzută ca o constrângere, o limitare în activitatea economică. Pentru următorii 25 de ani, se vor naște conflicte serioase din nevoia de apă pentru agricultură și cele pentru folosințele umane și ale ecosistemelor. Deși în cele mai multe țări o prioritate o constituie satisfacerea nevoilor fundamentale de apă ale oamenilor, o cincime din populația lumii nu are acces la apă de băut sigură și suficientă, iar jumătate din populația lumii nu are acces la un sistem adecvat de salubritate publică.

De asemenea este cunoscut faptul că deșeurile și apele menajere constituie cauze majore ale deteriorării calității apelor din țările în curs de dezvoltare, iar introducerea tehnologiilor disponibile și construirea de instalații de tratament al apei uzate ar putea aduce îmbunătățiri semnificative.

Poluarea apei poate avea cauze naturale, însă de cele mai multe ori cauzele sunt de natură antropică. Pe lângă rolul de a asigura nevoile de bază ale vieții și continuitatea activităților economice, apa acționează ca un mediu de colectare și ca un mecanism de transport pentru reziduuri casnice, agricole și industriale. Deteriorarea calității apei cauzată de poluare influențează posibilitățile de utilizare a apei, punând în pericol sănătatea oamenilor și funcționarea ecosistemului acvatic, deci reducerea utilizării efective și creșterea competiției pentru o apă cu calitate adecvată.

Nu trebuie însă uitată o altă cauză a necesității impunerii unei politici adecvate de gospodărire a apelor și anume punerea în practică, uneori fără a gândi bine sau deloc consecințele asupra mediului, a unor proiecte mari de construcție de lacuri de acumulare, sisteme de protecție împotriva inundațiilor, de irigații și de producere de hidroenergie. În principiu, soluțiile de asigurare a serviciilor de apă au avut la bază estimările asupra creșterii numerice a populației, a producției industriale și agrare, a nivelului de dezvoltare socială și economică în ansamblu. Majoritatea proiectelor de infrastructură nu au luat însă în calcul condiționările privind efectele negative pe care aceste lucrări le pot avea asupra mediului înconjurător.

Chiar pescuitul și culturile acvatice pot distruge ecosistemul acvatic, dezvoltarea lor trebuind să urmărească limitarea impactului asupra mediului.

Agricultura își aduce și ea contribuția la deteriorarea ecosistemelor și nu numai. Astfel, utilizarea neresponsabilă a apei în agricultură are ca efecte: eroziunea solului, sărăturarea și distrugerea structurii solului, degradarea solului fiind vizibilă pe circa 30% din suprafețele irigate ale globului. Eroziunea solului mai poate fi cauzată și de pășunatul excesiv. Efectele degradării solului se resimt direct, în scăderea productivității agricole la hectar însă, în numeroase cazuri, și indirect, de exemplu colmatarea lacurilor.

Zootehnia reprezintă un alt sector care impune o regândire a activităților și a managementului acestora. Faptul că resursele de apă din unele zone lasă de dorit din punct de vedere calitativ reprezintă un factor restrictiv pentru zootehnie. Totodată depozitarea improprie a rezidurilor provenite din zootehnie poate duce la o poluare a surselor de alimentare cu apă de băut resimțită atât de animale, cât și de oameni.

Efectele schimbărilor climatice vor impune o mai bună gestionare a resurselor de apă deoarece temperaturile mai mari și precipitațiile mai reduse vor duce la scăderea resurselor de apă, dar creșteri ale cerințelor de apă. Aceste efecte pot cauza deteriorări ale calității corpurilor de apă, modificând balanța între cerere și resursă. Totodată se prognozează creșterea probabilității de producere a inundațiilor. Orice creștere a nivelului oceanic va cauza dese intruziuni ale apelor sărate în estuare, acviferele costale și micile insule și totodată inundarea regiunilor costale joase; aceasta pune probleme de mare risc țărilor cu relief jos. Nu trebuie însă uitate și acutizarea celorlate fenomene de extreme hidrologice care sunt preconizate, și anume inundațiile și secetele. Pierderi economice imense pot proveni în urma unei proaste gestionări a unei situații de criză hidrologică.

Variațiile debitului apelor și refacerea apelor subterane, fie că sunt de origine climatică, fie că sunt datorate proastei gospodăririi a terenurilor, pot fi adăugate secetelor și inundațiilor în caracterizarea fenomenelor care pot avea efecte

catastrofale la scară mare, pierderi de vieți omenești și pagube economice, sociale și de mediu.

Problemele de mai sus sunt agravate de managementul defectuos al apelor datorat abordării legale și instituționale neadecvate. În primul rând se remarcă o lipsă sau o limitare a conștientizării la nivel politic a importanței unui bun management al apelor, iar investițiile în domeniul apelor sunt relative reduse și nu primesc suficientă atenție în bugetele naționale. Abordarea sectorială a gospodăririi apelor a dominat și încă este destul de larg răspândită, aceasta însă conduce la dezvoltarea managementului fragmentat și necoordonat al resurselor de apă. Mai mult, gospodărirea apelor se face în majoritatea țărilor într-un sistem centralizat, prin coordonarea activităților de sus în jos la nivel administrativ sau național și nu bazinal. Astfel, la nivel bazinal este foarte dificil să se realizeze rapid și eficace limitarea presiunilor asupra resurselor de apă sau alte acțiuni care cer o mai mare libertate de mișcare, iar uneori chiar o autonomie bazinală. Acesta este și cazul problemelor financiare ale gospodarilor de apă ce sunt cauzate de mecanismele economice ce au fost gândite pentru o suprafață mult mai mare decât un bazin hidrografic, făcând ca la nivel bazinal recuperarea costului să fie puțin probabilă și astfel să apară condiții pentru operarea și întreținerea ineficientă a cursurilor de apă și a lucrărilor hidrotehnice.

Cauzele majore ale deteriorării calitative și cantitative ale resursei de apă sunt de multe ori foarte explicite și se reflectă în activități directe asupra sistemelor acvatice, însă nu pot fi uitate cauze indirecte precum lipsa de resurse financiare, natura fragmentată a serviciilor hidrologice și numărul insuficient de cadre calificate.

Prin urmare, problemele majore ce afectează calitatea apei râurilor și lacurilor, într-o ordine variabilă, în funcție de situație sunt: tratarea inadecvată a apei menajere, controlul insuficient al descărcărilor de ape uzate industriale, distrugerea bazinelor de recepție prin eroziune, defrișare, deșertificare, și numeroase practici agricole cu efecte negative. Acestea duc la scurgerea de nutrienți și pesticide și astfel ecosistemele acvatice sunt afectate, iar organismele vii din apele dulci sunt amenințate. În anumite circumstanțe, ecosistemele acvatice sunt deranjate și de proiectele de dezvoltare a resurselor de apă: baraje, derivări de debite, diguri, instalații și scheme de irigații.

Multe din aceste probleme au apărut ca urmare a unui model de dezvoltare care este distructiv din punct de vedere al mediului și dintr-o lipsă a conștiinței publice și a educației pentru protejarea resurselor de apă de suprafață și subterane. Efectele asupra mediului și sănătății omului constituie consecințele măsurabile, deși în multe țări, posibilitățile de măsurare a acestor consecințe sunt inadecvate sau chiar inexistente. La nivel mondial se resimte o lipsă a percepției corelației ce există între dezvoltare, management, folosința și tratamentul resurselor de apă și ecosistemele acvatice. Se impune deci un management integrat care să recreeze o balanță între dezvoltare și mediu, între ecosistem și sistem.

Ce?

Presiunea asupra resurselor de apă cauzată de lipsa unor nevoi elementare ca apa de băut sau pentru nevoi igienice, presiunea cauzată atât cantitativ, cât și calitativ de sectoarele economice în dezvoltarea lor și presiunea provocată de conflictele transfrontaliere între țări care împart aceeași resursă de apă, au dus la definirea unei noi politici în managementul apelor.

Aceste probleme impun prin urmare necesitatea unei gospodăriri adecvate a resurselor de apă prin metode și mijloace care să ia în considerare toate efectele

negative pe care activitățile antropice le-au provocat, însă care pot fi oprite și în unele cazuri efectele pot fi chiar inversate.

În 1977 la Conferința Națiunilor Unite de la Mar del Plata s-a impus problema dezvoltării unui management multilateral și a planificării la nivel de bazine hidrografice. Până atunci se considera că managementul resurselor de apă cuprinde numai dezvoltarea infrastructurii și planificarea tehnică. Conferința Națiunilor Unite pe tema apei și mediului de la Dublin (1992) a readus în discuție problema managementului integrat al resurselor de apă, accentuând interacțiunile existente între ecosisteme, și între utilizatori, mediu și infrastructură. Totodată s-a pus problema dezvoltării resurselor de apă în cadrul unor metode integrate și durabile. Din acest moment s-a diseminat ideea că apa este un bun economic a cărui management trebuie început de la cel mai jos nivel posibil, acordând o mai mică importanță metodelor de gospodărire centralizată a resurselor de apă.

Principiile de bază ale managementului integrat au fost formulate în cadrul Conferinței Internaționale a Apei și Mediului Înconjurător (Dublin 1992). Cele patru principii de bază ale managementului integrat al apelor (detalii în capitolul 1.2.) sunt:

1. Apa dulce este o resursă epuizabilă și vulnerabilă;
2. Principiul participațiunii;
3. Egalitatea sexelor.
4. Apa are valoare economică și trebuie recunoscută ca bun economic.

În 1992 la Conferința Națiunilor Unite (cunoscută sub denumirea de Summitul Pământului) de la Rio de Janeiro a fost elaborat un proiect amplu pentru secolul XXI ce presupune un plan de acțiune axat pe dezvoltare durabilă. Acest plan de acțiune comun se vrea aplicat la nivel global, național și local în fiecare din zonele care implică impactul omului asupra mediului și implicit asupra resurselor de apă. Astfel a apărut „Agenda 21”, document semnat și adoptat de 179 de guverne, a cărui deziderat este asigurarea unei bune calități a mediului și a unei economii sănătoase pentru toți locuitorii Terrei. „Agenda 21” este un ghid pentru omul de rând, companii private sau publice și guverne, ce propune alternative durabile în dezvoltarea societății umane.

Adoptarea „Agendei 21” anunță „Anul 0 al Apei”, moment din care este supus spre implementare următorul program pentru sectorul apei dulci:

- a) managementul integrat al resurselor de apă;
- b) asigurarea resurselor de apă;
- c) protejarea resurselor de apă, calitatea apelor și ecosistemele acvatice;
- d) alimentarea cu apă potabilă;
- e) apa și dezvoltarea durabilă a localităților urbane;
- f) apa pentru dezvoltarea durabilă a industriei alimentare și dezvoltarea rurală;
- g) impactul schimbărilor climatice asupra resurselor de apă.

Pornind pe drumul deschis de principiile managementului integrat al apelor și ale dezvoltării durabile descrise în „Agenda 21” Consiliul Europei a aprobat în noiembrie 2000 un document cadru în domeniul apelor care constituie un ghid recomandat tuturor statelor membre ale Uniunii Europene dar și țărilor aflate în proces de aderare. Din decembrie 2000 a devenit operațională Directiva Cadru a apei 2000/60/CE, care readuce în discuție gospodărirea integrată la nivel de bazin hidrografic, prin elaborarea unui plan de gospodărire al apelor pe marile bazine hidrografice (Dunăre, Rin, Elba, etc.).

Directiva Cadru reia principiile managementului integrat al apelor într-o anumită măsură însă. Deși acordă suficientă atenție principiului participațiunii și

principiilor economice de alocare și protecție a apei prin analiza cost-beneficiu și analiza cost-eficiență pentru recuperarea costurilor, ea nu integrează toate aspectele gospodăririi apelor într-un bazin hidrografic. Directiva Cadru recomandă standarde pentru gospodărirea apelor mici și medii, neacordând atenție gospodăririi la ape mari. Tocmai din acest motiv, Consiliul Europei a supus spre aprobare un alt document cadru și anume Directiva pentru inundații, menit să completeze Directiva Cadru și să formeze în viitor un instrument de lucru comun în gospodărirea apelor atât pentru țările membre cât și pentru cele care doresc să adere la Uniunea Europeană.

Există însă și la nivel global direcții de acțiune care să fie echivalentul celor două mari directive europene, și care să se poată aplica inclusiv țărilor aflate în curs de dezvoltare. Astfel, în 2002, la Summitul Mondial pentru Dezvoltare Durabilă din Johannesburg a fost propusă reformarea managementului resurselor de apă de pretutindeni, prin dezvoltarea managementului integrat al apelor și a planurilor de gospodărire eficientă a apei. În cazul în care aceste planuri sunt dezvoltate, ele devin un instrument dinamic care identifică progresiv necesitățile în elaborarea de strategii și măsuri și în dezvoltarea infrastructurii pentru îmbunătățirea eficienței în gospodărirea apelor.

Cum?

Resursele de apă nu respectă granițele administrative, nici pe cele politice, prin urmare este de dorit ca între statele riverane să existe o cooperare în domeniul gospodăririi apelor care să se bazeze pe principiile gospodăririi durabile și a managementului integrat al apelor.

Deși este logic ca crearea unor politici și cadruri instituționale să preceadă crearea și utilizarea unor instrumente specifice de management, în realitate aceste etape nu sunt respectate întotdeauna după logica firească. Este adevărat că schimbările instituționale sau legislative reprezintă un proces care necesită mult timp, însă este bine să se înceapă cu aceasta, chiar dacă uneori pare mai eficient să se înceapă munca propriu-zisă pe baza aranjamentelor existente decât să se aștepte aprobarea unor reforme inovatoare în domeniu.

Global Water Partnership prezenta în urmă cu câțiva ani un raport cu privire la pașii de urmat pentru a ajunge la o bună implementare a unor politici integrate de gospodărire a apelor. În acest raport se prevăd următoarele etape: stabilirea stării actuale și a obiectivelor generale, construirea suportului pentru realizarea procesului de reformă, analiza problemelor, pregătirea strategiei și a planului de acțiune, construirea suportului pentru implementarea acțiunilor, implementarea planului și monitorizarea și evaluarea progresului (*GWP, „Integrated Water Resource Management and Water Efficiency Plans by 2005”, 2004*).

Prima etapă în procesul de management integrat presupune stabilirea stării actuale a apelor și a cadrului de gospodărire a apelor în context național și internațional. Necesitățile vor fi ierarhizate pe baza unei activități inițiale de identificare a problemelor semnificative și urgente particulare bazinului hidrografic luat în studiu. Problemele pot fi divizate într-o primă fază simplist în două clase: probleme datorate raportului cerere-resursă (datorate creșterii cererii de apă pentru sectoare economice aflate în dezvoltare, uneori nu numai în interiorul unei țări, ci chiar între țările aval și amonte) și probleme datorate raportului resursă-impact (datorate de impactul activităților antropice: folosințe de apă, folosința terenurilor, sau datorate de impactul schimbărilor climatice).

Problemele datorate discrepanțelor în relația cerere-resursă trebuie completate prin estimarea în valori a presiunii pe care activitățile umane o manifestă

asupra resurselor de apă sau a terenului: poluarea apelor, deteriorarea ecosistemelor, inundațiile sau secetele cauzate de evacuări de ape uzate, depozitări improprii de deșeuri, despăduriri, eroziuni, sărăturarea solului. Totodată trebuie estimat și impactul pe care îl au asupra resurselor de apă fenomenele naturale precum schimbările climatice, deșertificarea, inundațiile și secetele.

După identificarea și prioritizarea problemelor trebuie determinate lipsurile la nivel informațional, administrativ sau organizatoric. Primele informații de verificat sunt cele legate de politicile, legile și hotărârile de gospodărie a apei la nivel național, apoi la nivel internațional. Urmează apoi verificarea instrumentelor existente pentru managementul resurselor de apă din punct de vedere tehnic, economic și al participării publicului.

Nu se poate trece însă la ce-a de-a doua etapă până nu se asigură suportul planificării la toate nivelurile solicitate, aici situația variind în funcție de caz până la nivel de parlament în general. Construirea suportului pentru elaborarea, aprobarea și implementarea unui plan de management este o etapă importantă, care aduce după sine soluționarea unei mari părți a problemelor și lipsurilor identificate. Pentru aceasta, sensibilizarea factorilor de decizie este imperativă. Conștientizarea și înțelegerea nevoilor de schimbare a structurilor și instrumentelor de management al apelor trebuie asigurată încă de la început la cele mai înalte nivele politice. Dezvoltarea și consolidarea parteneriatelor este necesară pentru dezvoltarea grupurilor de stakeholderi și pentru ca aceștia să aibe un rol interactiv în procesul de gospodărie a apelor. Prima etapă în acest proces este reprezentată de analiza stakeholderilor care presupune identificarea acestora, a rolului și a intereselor acestora în gospodăria apelor. Deoarece informarea și consultarea stakeholderilor este importantă pentru succesul implementării politicilor apei, trebuie elaborată o strategie de participare a publicului, pentru asigurarea participării active a stakeholderilor.

Pentru a rezolva eficient problemele și lipsurile trebuie realizată o clasificare a acestora funcție de grupul de probleme pe care îl reprezintă: managementul resursei, serviciile de apă și lucrările hidrotehnice, mecanismele financiare. O dată ce problemele au fost analizate și obiectivele identificate, urmează etapa elaborării unui plan de management. Acțiunile se vor adresa tuturor problemelor și lipsurilor identificate începând de la nivelul legislativ și financiar și accentuând pe instrumentele și activitățile tehnice. Integrarea acestor planuri bazinale în cadrul politicilor naționale și internaționale este esențială. Strategii de dezvoltare a unui plan de acțiune sunt prezentate în capitolul 4 al prezentei lucrări.

Procesul de planificare trebuie să fie completat de cel de implementare. Implementarea unor acțiuni pentru atingerea unor obiective de importanță majoră poate să fie începută chiar înainte de finalizarea planului de acțiune, sau mai bine zis implementarea lor poate începe în paralel cu dezvoltarea planificării. Astfel vor fi pregătite portofolii de propuneri de proiecte, pentru înlesnirea finanțării activităților prevăzute în planul de acțiune.

Un plan de management integrat propune de cele mai multe ori acțiuni care trec de responsabilitatea unei organizații regionale de gospodărie a apelor și chiar de cea a ministerului de resort, pentru aceasta fiind necesar ca planul de management să fie aprobat la niveluri politice superioare, acolo de unde se poate administra coordonarea interministerială.

Pe toată durata elaborării planului de management bazinal informarea și consultarea publicului este crucială pentru a avea acceptul acestora. Buna implementare a planului de management depinde și de participarea activă a stakeholderilor în procesul de luare a deciziei.

Pentru a putea vorbi de implementare, trebuie întâi să fie identificate surse de finanțare. În majoritatea cazurilor bugetul de stat poate acoperi o parte din cheltuieli. O altă parte trebuie suportată la nivel local și regional din bugete proprii (în cazul în care acestea există) sau găsite surse externe de finanțare (credite sau granturi). O dată găsite sursele de finanțare implementarea planului de management bazinal poate începe în funcție de priorități. Activitățile de implementare se pot desfășura în paralel sau secvențial, în funcție de corelarea ce există între ele, iar durata de implementare diferă în funcție de amploarea acțiunii preconizate și a cadrului instituțional implicat.

Câteva concluzii au putut să fie trase din experiența de până acum. Procesul de implementare a planului de management bazinal este facilitat de:

- suportul politic consecvent, evident în special în cazul problemelor arzătoare precum soluționarea problemelor cauzate de inundații sau secetă;
- înțelegerea și acceptarea responsabilităților de către stakeholderi;
- schimbul de experiență între state care se află în diferite etape ale acestui proces;
- identificarea de obiective clare și realiste;
- monitoringul și evaluarea acțiunilor și a impactului acestora;
- implicarea unor cât mai multe persoane motivate.

Măsurile de utilizare eficientă a apei pot anula, sau măcar întârzia investiții costisitoare în infrastructură hidrotehnică, aducând astfel un câștig gospodarului de apă și societății. O abordare integrată ajută uneori ca în locul construirii de noi infrastructurii, cele existente să fie folosite eficient prin asigurarea de folosințe multiple, realizate sinergetic. Utilizarea eficientă se poate realiza de multe ori prin măsuri indirecte, însă simple: campanii de informare, sisteme de bonificații pentru utilizatori, dar bineînțeles și prin mijloace tehnice precum sunt sistemele de contorizare a apei, reciclarea și reutilizarea apei.

Eficiențizarea consumului este prima etapă de efectuat. Informarea consumatorului și introducerea sistemelor de taxe și impozitare pe m³ de apă consumat sunt metode de bază pentru protejarea resursei de apă. Reciclarea și re folosirea apei sunt metode deja utilizate în numeroase zone cu resurse scăzute de apă, însă o atenție sporită trebuie acordată controlului poluării, prevenirii sărăturării solului și eliminării riscului de îmbolnăvire. Un sistem de alimentare mai eficient presupune în majoritatea cazurilor măsuri de limitare a pierderilor înregistrate la conductele care asigură alimentarea cu apă a numeroase folosințe.

Eficiența în managementul apelor este dobândită prin implementarea unui set de măsuri pentru asigurarea alocării apei la cea mai ridicată valoare de folosință prin efectuarea analizei cost-beneficiu.

Monitorizarea și evaluarea activităților sunt indicatori pentru cunoașterea evoluției acțiunilor și a impactului acestora. Acești indicatori însă, nu prezintă informația într-o formă detaliată de date și statistici, ci mai degrabă ilustrează stadiul atins în diferite etape ale implementării planului de management. Ei pot fi indicatori ai procesului (ex. referitor la sprijinul politic al planului de management sau la platforma pentru participarea publicului, la identificarea problemelor și ierarhizarea obiectivelor, sau la stadiul de dezvoltare al cadrului planului de management), indicatori ai impactului acțiunii (tendința cererii de apă pe grupe de utilizatori, raportul dezvoltare-mediul, raportul presiune-impact etc), sau indicatori de performanță (se referă direct la stadiul implementării acțiunilor, cadrul instituțional, mecanisme economice, organizare instituțională etc).

Monitorizarea și evaluarea acțiunilor prevăzute într-un plan de management bazinal nu reprezintă ultima activitate pe care gospodărire a apelor o presupune pentru acel bazin hidrografic. Continua dezvoltare conduce la o reevaluare a problemelor și astfel la apariția unui proces iterativ (fig. 1.1.).

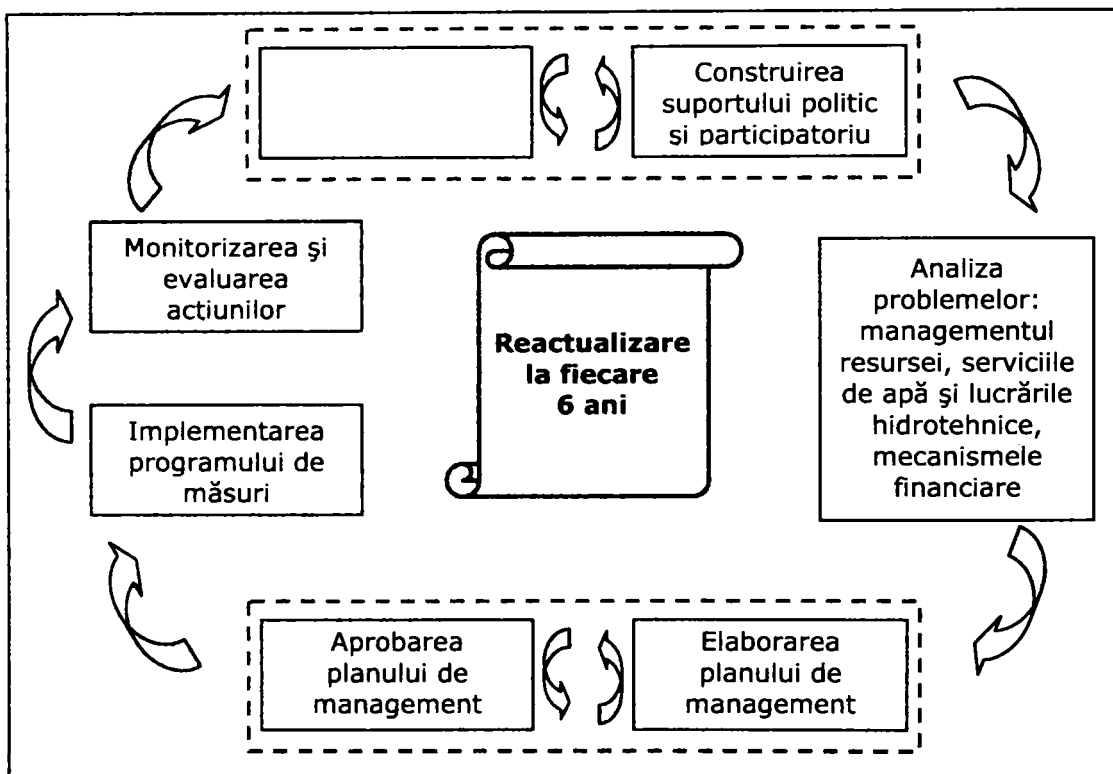


Figura 1.1. Schema iterativă a etapelor managementului bazinal (după GWP, 2004)

1.2. Managementul integrat al apelor

Din 1977 când s-a impus problema dezvoltării unui management multilateral și a gospodăririi la nivel bazinal (Conferința Națiunilor Unite de la Mar del Plata) și până în 1992 (Conferința Națiunilor Unite pe tema apei și mediului de la Dublin) nu se poate spune că au fost făcuți pași importanți în vederea elaborării și implementării de noi politici de gospodărire a apelor. Managementul resurselor de apă era de fapt un management al utilizării apei presupunând dezvoltarea infrastructurii și planificarea tehnică.

În 1992 la Conferința Națiunilor Unite pe tema apei și mediului de la Dublin s-au discutat și dezvoltat ideile generatoare unei politici a apelor care va sta la baza gospodăririi apelor în secolul XXI la nivel mondial. Din acest moment s-a diseminat ideea că apa este un bun economic a cărui management trebuie început de la cel mai jos nivel posibil, acordând o mai mică importanță metodelor de gospodărire centralizată a resurselor de apă.

Managementul integrat a fost definit ca procesul care promovează coordonat dezvoltarea și managementul apei, al terenurilor și al resurselor corelate, cu scopul de a maximiza rezultatele bunăstării economice și sociale într-o manieră echitabilă, fără a compromite durabilitatea ecosistemelor vitale (*după Global Water Partnership, 2000*). Prin urmare managementul integrat este un proces, deci implică mai multe metode, mijloace și tehnologii ce trebuie implementate corelat și este destinat îmbunătățirii situației socio-economice a omenirii fără a afecta ecosistemele acvatice sau cele care au legătură cu mediul acvatic.

Definiția dată de Global Water Partnership și unanim acceptată accentuează interacțiunile existente între ecosisteme, și între utilizatori, mediu și infrastructură. Acesta este un cadru integrat de abordare a problemei care trebuie să se bazeze în implementare pe abordarea de metode integrate și durabile. Managementul integrat este un proces politic ce implică medierea conflictelor de interese și care vizează concentrarea acțiunilor pentru atingerea obiectivelor de dezvoltare precum reducerea sărăciei, creșterea producției de hrană, sprijinirea dezvoltării economice, dar și protejarea ecosistemelor. Pentru aceasta anumitor aspecte ale managementului apelor li se acordă o atenție deosebită: reducerea riscului inundațiilor și a efectelor secetelor, extinderea accesului la apă pentru nevoile de bază și alocarea eficientă a apei pentru evitarea lipsei de apă.

Managementul integrat al apelor implică:

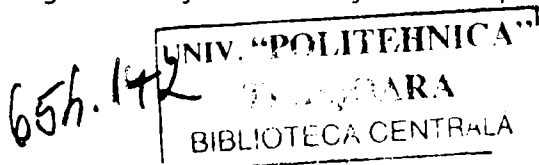
- politici și priorități care să prevadă o relație bilaterală între macro-economie și gospodărirea apelor;
- dezvoltarea politicilor prin integrare inter-sectorială în;
- implicarea stakeholderilor în procesul de planificare și de management;
- luarea deciziilor la nivel regional, de bazin hidrografic, fără însă a afecta obiectivele naționale și internaționale în domeniu;
- concordarea obiectivelor managementului apelor cu obiectivele sociale, economice și de protecție a mediului.

Coordonarea dezvoltării și a managementului trebuie să se aplice pentru ape de suprafață, ape subterane și terenuri, ca resursă, să fie aplicată pe un bazin hidrografic care să includă și zona costieră adiacentă și să ia în considerare și să medieze interesele zonelor aval și amonte.

Conceptul de management integrat a fost recunoscut de Agenda XXI a Conferinței Națiunilor Unite pentru Mediu și Dezvoltare de la Rio de Janeiro, din anul 1992 și se bazează în mare parte pe cele patru principii ale Conferinței de la Dublin dezvoltate în același an. Acestea promovează unele schimbări în conceptele și practicile care erau considerate fundamentale în îmbunătățirea managementului resurselor de apă:

1. Apa dulce este o resursă epuizabilă și vulnerabilă, esențială pentru a susține viața, dezvoltarea și mediul înconjurător.
2. Dezvoltarea și managementul apelor trebuie să se bazeze pe principiul participațiunii, implicând consumatorii, planificatorii și cei care iau decizii politice la toate nivelurile.
3. Femeia joacă un rol important în aprovizionarea, managementul și securitatea apelor.
4. Apa are valoare economică în toate utilizările în care este implicată și aceasta trebuie recunoscută ca un bun economic.

În vederea eficientizării agențiilor de gospodărire a resurselor de apă și a diferitelor utilizări ale apei, este necesară asigurarea cu fonduri adecvate pentru a fi independente financiar de veniturile generate din vânzare. Costurile totale de alimentare trebuie recuperate în vederea asigurării susținerii investițiilor. Principiul



„subvenționează binele și taxează răul” are un merit considerabil când este aplicat în mod transparent, în ciuda faptului că trebuie recunoscut că pentru toate subvențiile cineva trebuie să plătească.

Abordarea managementului integrat al resurselor de apă solicită numeroase schimbări la nivel legal, instituțional și al instrumentelor de management.

Global Water Partnership identifică 13 probleme cheie în schimbările impuse de managementul integrat al apelor (*GWP-Technical Committee, "Catalyzing Change: A Handbook for developing integrated water resources management and water efficiency strategies", 2004*):

Cadrul legal:

1. Politici – stabilirea de obiective pentru utilizarea, protecția și conservarea resursei de apă;
2. Legislație – aprobarea regulilor pentru realizarea politicilor și obiectivelor;
3. Structuri financiare – alocarea resurselor financiare pentru a realiza obiectivele.

Cadrul instituțional:

4. Crearea unei rețele instituționale – formă și funcțiuni;
5. Întărirea capacității instituționale – dezvoltarea resurselor umane.

Instrumente de management:

6. Caracterizarea resurselor de apă – înțelegerea resursei și a nevoilor;
7. Planuri pentru un management integrat – combinarea opțiunilor de dezvoltare economică și socială cu nevoile de folosință și impactul asupra mediului;
8. Managementul cererii de apă – folosirea mai eficientă a apei;
9. Instrumente de schimbare a gândirii sociale – încurajarea implicării societății civile în gospodăria apelor;
10. Gestionarea conflictelor – asigurarea împărțirii echitabile a resurselor de apă și medierea conflictelor;
11. Instrumente de reglementare – limitarea alocării și utilizării apei;
12. Instrumente economice – utilizarea valorii și prețului apei;
13. Managementul și schimbul de informații – îmbunătățirea cunoștințelor pentru a obține un management mai eficient al apelor.

Managementul integrat al apelor este un concept ce stă la baza atingerii obiectivelor de dezvoltare generală a societății.

În primul rând se adresează eradicării sărăciei și foametei. Accesul la apă pentru nevoile de bază este un scop general al evoluției. Există numeroși oameni care trebuie să consume o mare parte a resurselor lor (de timp și bani) pentru a-și transporta apa spre casele lor și care se îmbolvăvesc datorită lipsei condițiilor salubre de viață. Apa este esențială dezvoltării sociale și economice, însă este și un factor restrictiv în situația în care ea limitează condițiile de trai. În multe comunități hrana necesară subsistenței este dependentă de variabilitatea ciclului apei în natură. Crearea de condiții în care acești oameni să poată să beneficieze de accesul la apă este una din principalele contribuții ale managementului integrat al apelor la eradicarea sărăciei.

Există încă situații în care mortalitatea și morbiditatea femeilor însărcinate este cauzată de faptul că ele trebuie să transporte zilnic cantități importante de apă și acest lucru se reflectă în starea sănătății lor. Egalitatea sexelor este un concept care trebuie să înceapă de la acest nivel, eliberând femeia de sarcina asigurării apei pentru băut și pentru igiena familiei, oferindu-i astfel șansa de emancipare pentru a

putea avea mai mult timp pentru implicarea în alte activități ale colectivității în care trăiește, și de ce nu, chiar în procesul de gospodărire a apelor la nivele superioare.

În multe țări în curs de dezvoltare sănătatea copiilor este în relație directă cu starea ambientului și condițiile de trai, în care apa, serviciile sanitare și managementul acestora joacă un rol primordial. În lipsa unor condiții de viață salubre, boli cauzate de calitatea proastă sau lipsa apei reprezintă principala cauză a morții multor copii sub vârsta de 5 ani. Mai mult de 1,5 milioane de copii sub 5 ani mor anual datorită diareei (mai mulți decât cei afectați de malarie și SIDA laolaltă).

Aceleași condiții de trai afectează și starea de sănătate a adulților. Îmbolnăvirile cu malarie sau alte epidemii cauzate de condiții insalubre de trai și mai exact de lipsa apei pot fi monitorizate și situația poate fi gospodărită astfel încât numărul de îmbolnăviri și de decese să fie reduse. Măsurile propuse vizează accesul tuturor persoanelor la apă pentru satisfacerea măcar a nevoilor de bază.

Comunitățile sus-menționate sunt deseori vulnerabile și la inundații, secete și alte dezastre naturale corelate resurselor de apă, care pot duce la pierderea bunurilor și a veniturilor lor. Este posibil însă, să se gospodărească incertitudinile climatice, să se înțeleagă și să se prevadă ciclurile apei, să se înmagazineze și să se distribuie resursa de apă în cazuri de secetă și totodată să se ia acțiuni de protecție împotriva inundațiilor atunci când este cazul. Managementul integrat propune soluții pentru rezolvarea acestor situații prin intervenții umane structurate, colective și coerente, planificate la nivel bazinal.

Apa este un element esențial în dezvoltarea durabilă a terenurilor și a ecosistemelor corelate. În numeroase țări principalele probleme de mediu, fie că sunt referitoare la poluare, eroziune sau reducerea biodiversității, au legătură cu apa. Dacă resursele de apă nu sunt gospodărite corect și protejate, acestea nu vor putea susține dezvoltarea comunităților umane. Managementul integrat al apelor își dorește facilitarea obținerii unui echilibru între activitățile și obiectivele economice și sociale și dezvoltarea durabilă a mediului.

Având în vedere că managementul integrat propune gospodărirea pe bazine hidrografice, iar acestea nu respectă granițele politice, cooperarea este elementul critic. Există numeroase modalități prin care statele care împart aceeași resursă de apă pot coopera însă situația tehnică și financiară pot reprezenta limitări. Managementul integrat presupune crearea de parteneriate pentru rezolvarea problemelor, identificarea și armonizarea discrepanțelor, astfel încât posibilitatea apariției de conflicte între utilizatorii de apă să fie reduse la minim. Multe acorduri de cooperare transfrontalieră pe bazine hidrografice sunt deja în funcțiune și în țări în curs de dezvoltare (de exemplu pentru bazinul fluviului Mekong). Aceste acorduri sunt făcute între țări la nivel regional, însă ele solicită schimbări și reforme legislative la nivel național.

Pregătirea unor strategii oferă oportunitatea adresării sinergetice a utilizării apelor incluzând și problema dezvoltării durabile a ecosistemelor acvatice. Dezvoltarea unei organizații bazinale (chiar dacă este transfrontalieră) este esențială pentru ghidarea eforturilor de planificare coordonată.

Pe de altă parte pentru obținerea unei gospodăriri eficiente, corecte și durabile a resurselor de apă sunt necesare numeroase schimbări instituționale și la nivel național. Atât abordarea politicilor și implicarea stakeholderilor la nivel internațional și național, dar și cea la nivel regional, de bazin hidrografic este de dorit pentru ca procesul de luare a deciziilor să fie guvernat de principiul subsidiarității, care promovează implementarea acțiunilor la cel mai detaliat nivel posibil.

Suplimentar față de implicarea organizațiilor de stat și private, dezvoltarea și managementul resurselor de apă trebuie să se bazeze pe participarea organizațiilor nonguvernamentale, care să reprezinte atât femei cât și bărbați, și în special toate categoriile de niveluri sociale din cadrul unei comunități. Toate aceste organizații au un rol important în oferirea dreptului la apă, în asigurarea echilibrului între conservare și dezvoltare și în tratarea apei ca un bun social și economic.

Rețeaua instituțională nu trebuie însă doar identificată. Trebuie făcută o demarcare clară între responsabilități, create mecanisme de coordonare, armonizate lipsurile sau suprapunerile și pregătit personalul pentru obiectivele de anvergură ce se preconizează. Integrarea în sensul consolidării instituționale nu duce automat la cooperare și concordarea mai eficientă a măsurilor de management. Problema stă de multe ori în fragmentarea sarcinilor și conflicte de interese între instituții, și aceasta se manifestă în pierderea transparenței în procesul de management integrat al resurselor de apă. Soluționarea acestei probleme presupune pe lângă întărirea cadrului instituțional și instruirea personalului din cadrul acestor instituții și chiar instruirea societății civile.

Pe lângă crearea unui cadru legislativ și administrativ și a creării rețelei instituționale, este esențială alocarea de finanțe pentru îndeplinirea obiectivelor de asigurare a apei potabile, conservare și protejare a resursei, gospodărire a posibilelor conflicte între utilizatori ș.a. Proiectele de dezvoltare a resursei de apă sunt în general indivizibile și solicită un capital imens. Statele trebuie astfel să gândească strategii coerente de finanțare sau de recuperare a costurilor pentru a-și putea implementa proiectele.

Managementul integrat al apelor vine să rezolve probleme de dezvoltare a resursei de apă în paralel cu dezvoltarea socială și economică și astfel propune instrumente clare de management. Instrumentele de management sunt elemente și metode care ajută și întăresc factorii de decizie să facă alegeri raționale între acțiuni alternative. Aceste alegeri trebuie să se bazeze pe politici integrate armonizate, resurse disponibile, impactul asupra mediului și consecințele sociale și economice. Analiza sistemelor, studierea impactului acțiunilor și teoriile de management oferă o gamă largă de metode cantitative și calitative. Aceste metode, combinate cu cunoașterea unor elemente de hidrologie, hidraulică, ecologie, economie, sociologie și din alte domenii necesare problemei în studiu, ajută la definirea și evaluarea opțiunilor alternative de gospodărire a apelor și a schemelor de implementare.

Primul mecanism de lucru este reprezentat de analiză. Astfel prima etapă în elaborarea unui plan de management integrat este analiza stării actuale a bazinului hidrografic ce se desfășoară pe baza colectării prealabile a datelor hidrologice, fizico-geografice, demografice și socio-economice. Urmează planificarea, mecanism ce presupune combinarea opțiunilor de dezvoltare, utilizarea resursei și impactul antropic. Un alt instrument este managementul cererii care se bazează pe echilibrarea relației cerere-resursă, accentuând pe o mai eficientă folosire a prezentelor captări și o reducere a consumului excesiv.

Un alt set de instrumente folosite în managementul integrat sunt cele participatorii, care pun accent pe încurajarea implicării societății civile în procesul de gospodărire a apelor. Transparența și accesul la informație sunt elemente cheie care, dacă sunt folosite corespunzător, duc la o schimbare a educației și comportamentului individului față de resursele de apă și gospodărirea lor. Tot în categoria instrumentelor de informare face parte și managementul și schimbul de informații. Metode și tehnologii moderne cresc accesul stakeholderilor la informație și completează eficient metodele tradiționale.

Instrumentele de reglementare privitoare în general la alocarea resursei de apă și la limitarea descărcărilor sunt elemente cheie pentru dezvoltarea și implementarea unui plan de management integrat al apelor. Ele pot fi combinate cu instrumentele economice. Acestea din urmă se referă la utilizarea valorii și a prețului apei pentru a obține eficientizarea utilizării resursei. Instrumentele economice pentru managementul cererii pot lua forma tarifelor pentru apă și a sistemelor de bonificații și penalizări. Există însă situații când datorită unor condiții sociale și economice defavorabile se aplică programe sociale, care utilizează ca instrument economic subvenția.

Implementarea managementului integrat al apelor implică un proces complex care se materializează prin crearea de strategii de management. Strategiile reprezintă o oportunitate de a adopta o abordare coerentă a gospodăririi durabile a apelor (detalii în capitolul 4).

1.3. Directivele Consiliului Europei

Obiectivele politicii europene sunt îndreptate spre următoarele trei mari direcții:

- conservarea, protejarea și îmbunătățirea calitatea mediului;
- contribuirea la protejarea sănătății omului;
- asigurarea unei utilizări raționale a resurselor naturale.

Cererea crescută a cetățeanului de rând și a organizațiilor de mediu pentru ape mai curate a devenit evidentă în ultima perioadă. Un studiu efectuat în ultimii ani în cele 25 de țări membre UE (*Eurobarometer*) a reconfirmat faptul că dintre problemele care îngrijorează populația, apa ocupă un loc important. Aproape jumătate dintre cei puși să prioritizeze cinci probleme de mediu pe care ei le consideră mai stringente au răspuns că prima problemă o reprezintă poluarea apei (47%). În unele țări procentul pentru acest răspuns merge până la 71%.

Conștientizarea dorințelor societății civile a fost principalul motiv pentru care Comisia Europeană a considerat problema protecției apelor una dintre prioritățile de lucru. Obiectivele unei politici pentru statele membre UE au început să se cristalizeze, iar implicarea publicului a fost considerată esențială pentru atingerea lor.

Probleme legate de calitatea apei există însă și în state care nu sunt membre ale Uniunii Europene, chiar dacă ele îmbracă uneori alte forme, problema de fond rămâne. Problemele de mediu ale Europei Centrale și de Est nu pot fi separate de cele ale celorlalte țări europene. De aceea trebuie realizate diferite acorduri cu țările Comunității Europene de către țările care nu fac parte din această organizație internațională, în ideea de a deveni cât mai curând membre. Cooperarea este deci necesară, chiar imperativă, la nivel continental.

Un prim val de legislație europeană în domeniul apei a început în 1975, prin impunerea de standarde pentru râurile și lacurile folosite pentru alimentări cu apă și a culminat în 1980 cu determinarea standardelor pentru apă potabilă. Au fost de asemenea stabilite obiective de calitate pentru apele cu pești, moluște, zonele de îmbăiere și apele subterane. Cele mai importante elemente de control ale emisiilor au fost formulate în Directiva pentru substanțe periculoase.

La întâlnirea inter-ministerială pe problema apelor ținută la Frankfurt, în iunie 1988 a fost luată în discuție legislația existentă și au fost identificate lipsurile în domeniul apei și posibilitățile de îmbunătățire a cadrului legislativ. Acum au fost subliniate cele mai importante probleme: stațiile de poluare, calitatea ecologică,

substanțele periculoase, sursele difuze de poluare, resursele de apă, integrarea politicilor. După această întâlnire o serie de directive au fost formulate. Acesta a fost al doilea val de legislație europeană în domeniul apelor, care s-a concretizat în 1991 prin adoptarea Directivei pentru tratarea apelor uzate (propunând treapta de tratare biologică) și a Directivei pentru nitrați (care se adresează combaterii poluării cu nitrați proveniți din agricultură).

Alte propuneri legislative s-au concretizat prin adoptarea în 1998 a Directivei pentru ape potabile, care reconsideră standardele de calitate pentru ape potabile și în 1996 a Directivei IPPC, care recomandă cadrul pentru controlul și prevenirea poluării de la marile instalații industriale.

Aceste directive stabilesc însă doar un cadru larg al strategiilor de management integrat în domeniul apei, pentru implementarea lor trebuind a fi bine cunoscute elementele cadrului natural, economic, social, cultural, instituțional, administrativ și nu în ultimul rând legal din fiecare țară, și chiar în interiorul acesteia.

Directivele europene stau la baza formulării strategiilor de management ale țărilor membre ale Uniunii Europene, însă și a celor ce vor să adere la această organizație europeană. Modul de implementare este însă diferit de la stat la stat în funcție de condițiile naturale, economice și sociale.

Directiva Cadru a Apelor

Presiuni referitoare la regândirea cadrului politicii de gospodărire a apelor în Comunitatea Europeană au început să apară după dezvoltarea conceptului de management integrat al apelor. În 1995 Comisia Europeană a acceptat solicitarea Comitetului de Mediu din cadrul Parlamentului European și a Consiliului miniștrilor de mediu, în vederea pregătirii unei politici a apelor cu abordare integrată.

Rezultatul unui lung proces de consultare a fost consensul general că, deși a fost înregistrat un progres considerabil în tratarea unor probleme individuale, politica prezentă a gospodăririi apelor este una fragmentată atât referitoare la obiective, cât și la mijloacele de atingere a acestor obiective. Toate părțile implicate au căzut de acord cu necesitatea elaborării unui singur cadru legislativ integrat care să rezolve aceste probleme. Pe lângă toate acestea, atu-ul reprezentat de elaborarea unei directive integrate este evident și în faptul că prin aceasta se va da un caracter unitar politicii europene a apelor prin înlocuirea a șapte dintre directivele fiice cu un singur cadru legislativ. Condiționările prevăzute de aceste directive vor fi preluate și concordate, pentru a se evita suprapunerile și omisiunile.

Ca răspuns la această solicitare, Comisia Europeană a prezentat Directiva Cadru a Apei 60/2000/CE, care dezvoltă următoarele elemente cheie:

- dezvoltarea protecției apelor pentru toate apele de suprafață și subterane;
- atingerea stării bune a apelor într-un termen dat;
- gospodărire la nivel bazinal;
- abordare combinată a valorilor limită pentru emisii și a standardelor de calitate;
- dezvoltarea de instrumente economice pentru protecția resurselor de apă;
- implicarea și participarea publicului în procesul de gospodărire a apelor;
- dezvoltarea unui cadru legislativ, standarde și termene identice pentru toate țările UE.

Managementul resurselor de apă în secolul XXI în conformitate cu recomandările Directivei Cadru a Apei se profilează din ce în ce mai mult în cadrul legislativ al țărilor europene. Concepte și strategii de management al resurselor de apă, noi pentru majoritatea țărilor europene în anul 2000, devin cu fiecare zi parte a sistemului de gospodărire a țărilor membre sau a celor aflate în proces de aderare la Uniunea Europeană.

Directiva Cadru 2000/60/CE stabilește un cadru de acțiune în domeniul politicii apei, și a fost adoptată în data de 23 noiembrie 2000, devenind operațională începând cu data de 22 decembrie a aceluiași an – când a fost publicată în Jurnalul Oficial al Uniunii Europene. Directiva Cadru în Domeniul Apei a Uniunii Europene a devenit instrumentul de lucru atât pentru țările membre cât și pentru cele care doresc să adere la această comunitate. Decembrie 2000 devine astfel o „piatră de hotar” majoră în domeniul gospodăririi apelor în Europa.

Directiva Cadru în Domeniul Apei, este actul normativ care a fost adoptat după discuții care au durat mai bine de 5 ani și are ca obiectiv principal conservarea apelor nedegradate și reabilitarea celor afectate de activitatea umană. Această Directivă este rezultatul unui proces îndelungat de discuții și negocieri între oameni de știință, gospodari de ape, utilizatori și reprezentanți ai sferei politice.

Obiectivul Directivei Cadru este protecția resurselor de apă și îmbunătățirea mediului acvatic prin măsuri specifice pentru reducerea progresivă a evacuărilor, emisiilor sau a pierderilor de substanțe prioritare și încetarea sau oprirea treptată a evacuărilor, emisiilor sau pierderilor de substanțe prioritare periculoase.

Directiva Cadru a Apei transpune în legislația europeană o serie de noțiuni care au fost introduse la nivel mondial încă din 1992 prin conceptul de management integrat al resurselor de apă, și care acum își găsesc un cadru real și operațional pentru implementare.

Un prim concept fundamental al Directivei Cadru îl constituie „integrarea”, ca bază a gospodăririi și protecției apelor la nivelul districtelor hidrografice. Conceptul include:

- integrarea obiectivelor de mediu prin combinarea obiectivelor de calitate, chimice și biologice, cu cele de cantitate, pentru asigurarea stării bune a apelor cu scopul protecției ecosistemelor acvatice;
- integrarea tuturor resurselor de apă (ape de suprafață și subterane, ape costiere și tranzitorii, ape din zonele umede) la scara unui bazin hidrografic;
- integrarea tuturor utilizatorilor de apă;
- integrarea disciplinelor, analizelor și expertizelor din domeniile: hidrologie, hidraulică, construcții hidrotehnice, ecologie, chimie, geografie, geologie, geotehnică, inginerie tehnologică și economie;
- integrarea legislației din domeniul apelor într-un cadru comun și coerent;
- integrarea aspectelor tradiționale de management cu aspectele ecologice în realizarea programelor de măsuri;
- integrarea tuturor măsurilor și instrumentelor financiare pentru atingerea obiectivelor de mediu;
- integrarea societății civile în luarea deciziilor;
- integrarea diverselor niveluri de luare a deciziilor;
- integrarea gospodăririi internaționale a bazinelor hidrografice transfrontiere sau transfrontaliere.

Un al doilea concept fundamental al Directivei Cadru îl constituie participarea publicului, ca bază în luarea deciziilor în diverse etape și faze de

implementare. Participarea publicului presupune un proces continuu de informare, consultare și participare activă a publicului în următoarele subiecte: starea actuală a apelor din bazinele hidrografice, stabilirea obiectivelor de mediu, elaborarea și revizuirea planurilor de management bazinale și stabilirea și implementarea programelor de măsuri în bazinele hidrografice.

Nevoia de a conserva sursele și resursele de apă, într-o perioadă în care ele se află sub o presiune crescândă datorită cerințelor aflate într-o continuă creștere, a dus la introducerea conceptului de preț al apei. O politică adecvată de tarifare a apei acționează ca un stimulent pentru dezvoltarea durabilă a resurselor de apă și astfel ajută la atingerea obiectivelor de mediu stabilite de Directivă. Statelor membre li se solicită să asigure ca prețul apei să reflecte costurile reale de captare, tratare, distribuție, colectare și epurare. Chiar dacă acest principiu are deja tradiție în unele țări europene, există situații în care el se impune ca un concept nou. Totuși există și situații în care derogările sunt posibile, în special pentru zonele mai defavorizate, pentru a se putea asigura nevoile de bază precum alimentarea cu apă potabilă la prețuri acceptabile.

În general obiectivele Directivei sunt orientate înspre protejarea calității apelor și corespund tendințelor evidențiate la nivel european de protejare a ecologiei acvatice, de protecție și conservare a habitatelor unice și valoroase, de protejare a resurselor de apă potabilă și a zonelor de îmbăiere. Toate aceste obiective trebuie integrate la nivel bazinal, este însă evident că unele ele, în special ultimele trei – protecția habitatelor, a zonelor de captare pentru alimentărilor cu apă potabilă și a zonelor de îmbăiere – trebuie aplicate doar pentru tronsoane specifice unde acestea se identifică. În schimb protejarea stării ecologice a apelor trebuie aplicată pentru toate apele. Astfel trebuie identificate tronsoanele pe care se vor aplica măsuri pentru atingerea obiectivelor stabilite de Directivă, având în vedere că pentru diferite obiective se vor aplica diferite măsuri.

Prin urmare, deși discutăm de gospodărire integrată la nivel de bazin hidrografic, principiile moderne pleacă de la premisa că trebuie pornit de la identificarea problemelor la o scară mai detaliată și apoi integrarea lor la scara bazinului. Directiva Cadru propune ca punct de pornire corpul de apă. Acest subiect va fi detaliat în capitolul 2.

Un alt element nou introdus de Directiva Cadru este caracterizarea calității apelor pe cinci categorii de calitate, având ca factor de referință principal elementele biologice. Ca și elemente suplimentare de determinare a calității apei se apelează la elementele fizico-chimice, elementele hidrologice și elementele morfologice. Directiva Cadru impune identificarea și caracterizarea corpurilor de apă, aspecte ilustrate în anexele 6 și 7 ale Directivei.

Totodată, Directiva Cadru stabilește un cadru de acțiune pentru țările membre ale Uniunii Europene și pentru cele candidate, având drept scop principal atingerea cel puțin a unei "stări bune" a cursurilor de apă din Europa până în anul 2015.

Responsabilitatea implementării Directivei revine fiecărui stat membru al Uniunii Europene și respectiv, statelor aflate în proces de aderare. La nivel național există instituții responsabile cu implementarea acestei Directive, instituții care sunt organizate pentru a administra la nivel de bazin hidrografic resursa de apă. În cazul cursurilor de apă transfrontaliere există instituții și organizații care gestionează sau urmăresc gestionarea resurselor de apă la nivel internațional astfel încât să se asigure de aplicarea prevederilor Directivei Cadru a Apelor 60/2000/CE, bineînțeles cu respectarea legislației naționale în domeniu, legislație care în majoritatea cazurilor a fost armonizată cu cea europeană.

Directiva Cadru este structurată în 25 de articole și 11 anexe, pe parcursul cărora sunt descrise liniile directoare ce trebuie urmate pentru atingerea obiectivelor prevăzute de această directivă.

Scopul Directivei Cadru în Domeniul Apei este stabilirea unui cadru privind protecția apelor de suprafață interioare, a apelor tranzitorii, a apelor de coastă și subterane, cadru ce urmărește:

- prevenirea deteriorării ulterioare, protejarea și îmbunătățirea stării ecosistemelor acvatice ținând cont și de cerințele de apă, ecosistemele terestre și zonele umede direct dependente de ecosistemele acvatice;
 - promovarea utilizării durabile a apelor pe baza unei protecții pe termen lung a resurselor disponibile de apă;
 - asigurarea reducerii progresive a poluării apelor subterane și prevenirea poluării ulterioare;
 - diminuarea efectelor inundațiilor și secetelor.
- În urma acestor măsuri se va obține:
- furnizarea unei ape de alimentare în cantități suficiente, de bună calitate, din ape de suprafață și subterane după necesități pentru o utilizare durabilă, rațională și echitabilă;
 - reducerea semnificativă a poluării apelor subterane;
 - protecția apelor teritoriale și a apelor marine;
 - atingerea obiectivelor acordurilor internaționale relevante, inclusiv a aceluia care au ca scop prevenirea și eliminarea poluării mediului marin, prin acțiuni comunitare, conform art. 16(2a) privind încetarea sau oprirea etapizată a evacuărilor, emisiilor sau pierderilor de substanțe prioritare având ca ultim scop atingerea concentrațiilor în mediul marin aproape de valorile fondului natural al acestor substanțe și aproape de zero pentru substanțele de sinteză.

Directiva Cadru presupune gospodărirea unitară pe baza unui plan de management bazinal care va fi elaborat concordat pe marile bazine hidrografice, având drept obiectiv general atingerea "stării bune" a cursurilor de apă. Prin "starea bună" a apelor de suprafață se înțelege starea generală a unui corp de apă de suprafață, atunci când atât starea sa ecologică cât și starea sa chimică sunt cel puțin „bune”.

Celelalte obiective prevăzute de Directivă sunt aplicate pentru zone specifice. Astfel, incorporarea lor în planurile bazinale presupune în primul rând desemnarea zonelor de protecție din cadrul unui bazin hidrografic. Planul bazinal va identifica obiectivele ecologice și chimice de protecție minimală, iar pentru zonele care solicită protecție specială datorită unor utilizări specifice se vor desemna obiective particulare.

Există însă categorii de folosințe care nu se pot încadra imediat și simplist în recomandările Directivei. Este vorba despre folosințele care afectează negativ calitatea apei însă sunt considerate esențiale: apărarea împotriva inundațiilor, captările principale pentru alimentare cu apă pentru populație, navigația și producerea de energie electrică. Pentru aceste condiții speciale se pot prevedea derogări de la obiectivul de atingere a stării bune atâta timp cât sunt luate măsuri eficiente de reducere a impactului asupra mediului. Derogările sunt oferite în urma unei analize detaliate care să arate că alternativele tehnice sunt imposibile, că sunt prea scumpe sau că acestea ar avea asupra mediului un impact negativ și mai puternic.

Pentru cazul apelor subterane problemele stau diferit. Prezumția în acest caz este că acestea nu trebuie să fie poluate deloc. Din acest motiv identificarea de

standarde chimice de calitate nu pare a fi cea mai bună metodă de abordare deoarece dă impresia că există o anumită cantitate de poluare care este acceptată. La nivel european doar câteva standarde chimice pentru ape subterane au fost identificate și ele trebuie luate în considerare. Ele se referă la nitrați, pesticide și biocide. Pentru protecția apelor subterane însă, Directiva prevede măsuri de prevenire a poluării prin interzicerea decărcărilor directe în subteran și prin monitorizarea apelor subterane, pentru a descoperi decărcările indirecte care se manifestă în schimbări în compoziția chimică a apei și a îmbunătăți calitatea apelor. Împreună aceste măsuri pot asigura protecția apelor subterane împotriva oricăror contaminări bazându-se pe principiul impactului antropic minim.

Pentru apele subterane și indicatorii cantitativi sunt foarte relevanți. Trebuie luat în considerare că există doar o anumită cantitate de apă cu care se reîncarcă subteranul în fiecare an, iar din aceasta, o anumită parte este esențială în sprijinul ecosistemelor corelate din apele de suprafață sau din zonele umede. Managementul propus de Directiva Cadru limitează abstracțiile din subteran doar la partea din cantitatea cu care acviferul se reîncarcă care nu este necesară dezvoltării ecosistemelor dependente.

Cu scopul de a întări și dezvolta prevederile Directivei Cadru, în noiembrie 2005 Comisia Europeană a adoptat o propunere pentru o nouă directivă ce vizează apele subterane. Directiva pentru ape subterane introduce, pentru prima dată la nivel european, obiective de calitate pentru apele subterane, obligând statele membre să monitorizeze și să evalueze calitatea apelor subterane pe baza unor criterii comune și să identifice și să inverseze tendințele de poluare a apelor subterane.

Întocmai ca și Directiva Cadru a Apei, Directiva pentru ape subterane asigură armonizarea măsurilor la nivel transfrontalier cu scopul atingerii obiectivelor de mediu. Metoda propusă pentru stabilirea criteriilor de calitate ia în considerare caracteristicile locale și lasă loc posibilităților îmbunătățiri ulterioare.

Prin adoptarea acestei Directive, Comisia Europeană și-a îndeplinit obligația de a sprijini și întări Directiva Cadru a Apei în vederea realizării scopului său general și anume obținerea unei stări bune a tuturor apelor din Uniunea Europeană.

La nivel european există și alte directive care sprijină rezolvarea unor probleme de calitate a apei, precum Directiva pentru tratarea apelor uzate, Directiva pentru nitrați și Directiva IPPC. Directiva Cadru își propune aplicarea concordată a cerințelor acestor directive cu scopul de a obține rezultatele clar stabilite. Pentru aceasta se stabilesc întâi obiective cadru la nivel bazinal, apoi se dezvoltă o analiză a impactului antropic pentru a se determina cât de mare este golul de umplu între starea actuală a resurselor de apă și starea dorită. Următorul pas este identificarea măsurilor de bază și a celor suplimentare pentru atingerea stării bune. Coordonarea măsurilor presupune o abordare integrată.

Toate acestea iau forma unui plan de management bazinal. Acest plan detaliază modul în care vor fi atinse obiectivele Directivei în termenele fixate. Pentru elaborarea și implementarea acestui plan participarea publicului este considerată crucială.

Există două motive principale pentru implicarea publicului în procesul de implementare a Directivei Cadru.

În primul rând este vorba despre faptul că alegerea măsurilor de implementat pentru atingerea obiectivelor Directivei afectează interesele a numeroase grupuri. O analiză economică trebuie elaborată pentru a oferi o bază rațională procesului de selectare a măsurilor, însă este esențial ca procesul să fie

deschis și transparent pentru a permite celor ce vor fi afectați de implementarea acestei Directive să intervină pe tot parcursul acestui proces.

În al doilea rând este faptul că transparența în definirea obiectivelor, alegerea măsurilor și raportarea la standarde duce la creșterea interesului cetățenilor și prin aceasta la asigurarea implicării forurilor de decizie la nivel politic și administrativ pentru o mai bună implementare a cerințelor Directivei.

Revenind la scopul general al Directivei Cadru, se poate concluziona că, pentru atingerea acestuia, următoarele mecanisme sunt prevăzute:

- elaborarea unui set de standarde unitare în domeniul politicii apei;
- stabilirea intervalului de timp necesar statelor membre în vederea atingerii stării bune a tuturor categoriilor de ape de suprafață;
- analiza economică la nivelul bazinului hidrografic ce trebuie să ofere o estimare a costurilor efective ale aplicării măsurilor referitoare la gestiunea resurselor de apă, protecția mediului, tratarea și epurarea apelor;
- participarea publicului la elaborarea și implementarea Planurilor bazinale de gospodărire a apelor.

Responsabilitatea implementării Directivei revine fiecărui stat membru și respectiv, statelor aflate în proces de aderare. Datorită complexității deosebite a procesului de implementare a fost necesară stabilirea unei strategii comune care să asigure compatibilitatea, eficiența și transparența acestui proces. Aceasta presupune înțelegerea comună a prevederilor Directivei Cadru și realizarea unor activități în comun, mai ales privind aplicarea prevederilor Directivei pe cursurile de apă transfrontaliere. Astfel se vor stabili puncte de vedere comune în vederea eliminării posibilității de aplicare necorespunzătoare a prevederilor Directivei Cadru și pentru a elimina, pe cât posibil, disputele care apar uneori între statele respective.

Până în prezent se poate spune că s-a înregistrat un real progres în sfera protejării resurselor de apă la nivel european, însă și individual la nivel național. După mai bine de 30 de ani de legislație europeană în domeniul gospodăririi apelor, solicitarea de protejare a resurselor de apă este din ce în ce mai evidentă în realitatea cotidiană a instituțiilor guvernamentale de gospodărire a apelor, a organizațiilor nonguvernamentale de protecție a mediului, dar mai ales în viața individului prin implicarea publicului larg în acest proces.

Directiva pentru inundații

Directiva Cadru a Apei nu tratează direct probleme de apărare împotriva inundațiilor. Totuși, problema este abordată indirect în Directiva Cadru prin menționarea recomandării ca pe viitor să fie evitate alterările sistemelor hidrografice cu scopul obținerii și menținerii stării ecologice și chimice bune. Mai mult decât atât, unul din obiectivele Directivei Cadru este reducerea impactului inundațiilor, însă în textul său nu se specifică măsuri de prevenție sau de apărare împotriva inundațiilor.

Problema apărării împotriva inundațiilor trebuie tratată dependent de alte politici europene în domeniul apelor și nu numai. Apărarea împotriva inundațiilor trebuie integrată în cerințele Directivei Cadru dar și a politicilor din agricultură, transport, navigație, dezvoltare urbană, management a situațiilor de criză și în special politicilor de conservare a naturii. Implementarea strategiilor de apărare împotriva inundațiilor trebuie coordonate la nivel local, regional, național și internațional, la scara unui bazin hidrografic.

Pentru dezvoltarea politicilor și strategiilor durabile de apărare împotriva inundațiilor există o serie de recomandări care includ subiectul în cadrul mai larg al managementului integrat al apelor.

În primul rând trebuie creat un cadru legal, administrativ și economic care să dea posibilitatea sectorului public și privat, voluntarilor și publicului larg să-și aducă propria contribuție la prevenirea inundațiilor, siguranța barajelor și reducerea impactului negativ pe care inundațiile îl au asupra siguranței și sănătății oamenilor, a proprietăților și bunurilor acestora și nu în ultimul rând asupra ecosistemelor acvatice și terestre.

Scara de planificare este obligatoriu cea bazinală, iar prioritate trebuie acordată integrării măsurilor de gospodărire a apelor pentru întreaga suprafață a bazinului de recepție și nu gospodăririi doar a situațiilor de criză.

De asemenea, trebuie luat în considerare impactul activităților umane de prevenire și apărare împotriva inundațiilor asupra mediului social și fizic dintr-un bazin hidrografic. Este foarte important a se face o analiză a efectelor pozitive și a celor negative ale măsurilor de apărare, deoarece impactul se manifestă asupra siguranței vieții, sănătății, proprietății și bunurilor oamenilor, dar și asupra calității și cantității resursei de apă, asupra factorilor climatici, asupra ecosistemelor acvatice, asupra peisajului în general, sau a unor zone protejate în special, și chiar asupra infrastructurii cu valoare economică sau spirituală ridicată, precum monumentele arhitectonice. Toate aceste elemente vor fi subiectul unei analize a impactului asupra mediului pentru o măsură sau un set de măsuri de apărare împotriva inundațiilor. Având în vedere că unele activități sau măsuri pot avea efect transfrontalier, analiza impactului asupra mediului trebuie să fie dezvoltată la nivel internațional. Măsurile luate în considerare după analiza impactului trebuie să integreze nu numai planurile de gospodărire bazinală, ci și schemele de amenajare a teritoriului și planurile de dezvoltare urbană și rurală.

Pentru identificarea mecanismelor de implementare vor fi luate în considerare condițiile locale și instrumentele de luare a deciziei disponibile. Pentru acest scop se va dezvolta o politică a informației care să acopere situațiile de risc și să faciliteze accesul publicului la procesul de luare a deciziei.

În 18 ianuarie 2006, Comisia Europeană a propus o directivă care să corespundă cu cerințele momentului referitoare la sectorul apărării împotriva inundațiilor.

Scopul Directivei Europene pentru Inundații este reducerea și managementul riscului pe care inundațiile îl induc populației, mediului, infrastructurii și proprietăților. O dată cu aprobarea acestei Directive, statele membre UE vor trebui să identifice și să analizeze preliminar bazinele hidrografice și zonele costiere asociate cu risc de inundabilitate. Pentru aceste zone vor trebui apoi elaborate hărți de risc la inundații și apoi planuri de management a riscului la inundații.

Managementul riscului la inundații vizează reducerea frecvenței de apariție a inundațiilor și/sau a impactului inundațiilor. Programele de management a riscului la inundații vor include ca elemente obligatorii prevenirea, protecția, pregătirea, răspunsul și recuperarea (*Raportul Comisiei Europene asupra managementul riscului la inundații, 2004*).

Prevenirea pagubelor cauzate de inundații se poate obține prin evitarea construirii de case și unități industriale în zonele identificate vulnerabile la inundații, prin adaptarea dezvoltării ulterioare la riscul identificat și prin promovarea unor practici adecvate de utilizare a terenului. Pentru aceasta este necesară întărirea cadrului legislativ. Pe de altă parte îmbunătățirea sistemelor de alarmare, corectarea

sistemului informațional și pregătirea populației pentru răspuns în caz de inundații, ajută în mod direct la reducerea pagubelor cauzate de inundații.

Protecția impune luarea de măsuri structurale și nonstructurale pentru reducerea apariției și/sau impactului inundațiilor în anumite regiuni;

Pregătirea se desfășoară prin informarea populației în legătură cu riscul la inundații și în legătură cu acțiunile ce se impun în cazul apariției unei inundații;

Răspunsul în caz de criză este detaliat în planurile de acțiune în caz de apariție a inundației.

Recuperarea și lecțiile învățate presupun dezvoltarea unor strategii de revenire la condițiile normale după o inundație cât mai curând posibil și reducerea impactului asupra mediului social, economic și natural.

Experiențele de până acum au arătat pentru eficiența măsurilor de apărare împotriva inundațiilor este necesară o abordare la nivel de bazin hidrografic care să ia în calcul interdependența și interacțiunea efectelor implementării a unor măsuri individuale de-a-lungul unui curs de apă. Pentru aceasta este absolut necesar a se reorganiza uneori sistemul de gospodărire a apelor și a se îmbunătăți instrumentele de prognoză hidrologică, măsurile de prevenire și apărare împotriva inundațiilor și managementul situațiilor de criză într-un bazin hidrografic în ansamblu, fără să ne oprim în granițele administrative. Acest obiectiv poate fi atins doar în strânsă cooperare cu organizațiile răspunzătoare de prognozele hidrologice și meteorologice, de planificarea măsurilor, monitorizare hidrologică, protecție civilă și unitățile de management și intervenție în situație de criză. În multe state, numărul organizațiilor care cooperează în domeniul apărării în caz de inundații poate fi restrâns datorită faptului că anumite instituții au responsabilități complexe cu privire la procesul de gospodărire a apelor, cum este și cazul României.

Pentru prevenirea, protecția și reducerea efectelor inundațiilor este necesară combinarea măsurilor structurale cu măsurile preventive și măsurile operative din timpul producerii inundațiilor. Dezvoltarea unor strategii preliminare de apărare împotriva inundațiilor trebuie să includă evaluarea costurilor asociate, studiul de fezabilitate tehnică, analiza impactului asupra mediului și nivelul de acceptabilitate socială. Toate acestea vor trebui integrate într-o manieră durabilă pentru a forma o strategie bazinală pe termen lung de circa 50-100 de ani.

Directiva Cadru și cele 12 Directive pentru apă asociate, pot reprezenta un suport pentru implementarea unor reglementări de apărare împotriva inundațiilor în procesul de dezvoltare a planurilor de management bazinal, luând în considerare obiectivele de stare bună a apelor.

Reducerea riscului la inundații se bazează pe principiile solidarității și precauției prin acceptarea problemelor de gospodărire a apelor ca un tot unitar și asumarea responsabilităților administrative. La toate nivelele se resimte o nevoie de cooperare interdisciplinară pentru coordonarea politicilor sectoriale referitoare la apărare împotriva inundațiilor, protecția mediului, utilizarea terenului, agricultură, silvicultură, transport planificare spațială și dezvoltare urbană, dar și o coordonare a etapelor managementului riscului la inundații: analiza riscului, planificarea măsurilor și implementarea planurilor. Această coordonare necesită o abordare integrată la nivel de bazin hidrografic, care să cuprindă și conștientizarea și acceptarea responsabilităților părților implicate pentru un mai puternic sprijin în procesul de luare a deciziilor și de implementare a planurilor de management.

Toate măsurile de prevenire și protecție împotriva inundațiilor vor lua forma unui plan de acțiune unitar care să se adreseze rezolvării problemelor identificate pentru o perioadă cât mai lungă de timp.

Un plan de acțiune integrat pentru reducerea riscului la inundații trebuie să cuprindă concluzii pe termen lung referitoare la acțiuni preventive, utilizarea terenului, politici sociale și surse de finanțare. Totodată planul trebuie să conțină identificarea rețelei instituționale și definirea responsabilităților părților de la nivel guvernamental, la nivel al administrației locale și la rolul individului.

Un astfel de plan este un instrument care asigură planificarea permanentă și integrată a funcțiilor și utilizărilor resursei de apă, dar specifică clar principiile de organizare și controlează activitățile de investiții sau alte activități care afectează buna funcționare a sistemului hidrologic. Aceasta reprezintă o condiție de bază pentru asigurarea echilibrului între funcțiile naturale, sociale, culturale și economice ale unui bazin hidrografic.

Ca și în cazul Directivei Cadru, pentru îmbunătățirea procesului de apărare împotriva inundațiilor este nevoie de dezvoltarea cooperării internaționale cu scopul asigurării unei dezvoltări durabile a resursei de apă, în special în pregătirea analizei riscului, a prognozei viiturilor, managementul situațiilor de criză și implementarea de măsuri armonizate care să nu exercite un impact negativ asupra biodiversității. Multe comisii internaționale stabilite sub umbrela Directivei Cadru pot prelua sarcini de dezvoltare de strategii comune de apărare împotriva inundațiilor care să fie apoi concordate cu planurile de management bazinal aflate deja în proces de elaborare.

Multe din aceste planuri de management pentru reducerea riscului la inundații pot beneficia de aceleași surse europene de finanțare ca și planurile de management bazinal: PHARE CBC, INTERREG, SAPARD, fondurile de solidaritate europeană, LIFE ș.a., însă totodată fiecare țară trebuie să-și dezvolte și propriile mecanisme de finanțare a implementării acestor planuri.

În același timp multe țări au rezervate sume în bugetele naționale pentru a acoperi parțial riscul la inundații, însă tot mai des se uzitează un instrument economic care poate reduce riscul financiar al individului sau diverselor organizații, și anume asigurarea pentru cazurile de inundații. O asigurare eficientă poate reduce considerabil efectele negative ale unor situații de criză și poate preveni cazurile de faliment sau sărăcire a celui asigurat. Pe de altă parte, o asigurare poate face oamenii să se simtă mai puțin vulnerabili și în consecință, mai puțin preocupați, chiar indiferenți situațiilor de criză. Propunând însă unele stimulente, asigurarea poate deveni însă un mijloc de motivare a asiguratului pentru ca acesta să ia măsuri de reducere a pagubelor. Numeroase țări au introdus deja scheme de asigurări pentru riscul la inundații, care pot lua forma unei asigurări individuale, doar pentru cazurile de inundații, sau pot fi complete, în cazul în care combină riscul la inundații cu riscul la alte fenomene naturale extreme.

Un alt concept introdus de managementul integrat care se repetă atât în Directiva Cadru, cât și în Directiva pentru Inundații este participarea publicului. Se consideră că este responsabilitatea personală a celui care trăiește și lucrează într-un bazin hidrografic să adapteze folosințele apei și toate celelalte activități în concordanță cu riscul la inundații identificat. Astfel fiecare individ trebuie să cunoască riscul și să se poarte ca atare.

Problemele asociate cu apărarea împotriva inundațiilor sunt deseori insuficient cunoscute. Prin urmare trebuie dezvoltate planuri de informare pentru a oferi publicului șansa de cunoaștere și înțelegere a gradului și naturii riscului.

Autoritățile trebuie să se asigure că informarea referitoare la planurile de management a riscului la inundații este transparentă și ușor accesibilă publicului. Acest obiectiv poate fi dobândit prin mijloace de bază ca educarea publicului cu privire la importanța unui management preventiv și efectele distrugătoare ale inundațiilor, educare care poate începe în școli, se poate continua prin informări prin

mijloacele uzitate în fiecare loc în parte sau prin însemne locale care să amintească oamenilor de efectele distructive ale inundațiilor. Pe de altă parte, participarea publicului se poate asigura prin procesul deschis și interactiv de elaborare a hărților de inundabilitate și a hărților de risc la inundații, urmat de explicarea și diseminarea acestora. Pentru a veni în ajutorul populației sau a autorităților locale, instituțiile de gospodărire a apelor pot publica și disemina ghiduri practice despre acțiunile ce se impun în cazul apariției unei inundații. De asemenea, în zonele cu risc ridicat la inundații se pot desfășura simulări de situații de criză pentru a verifica reacția instituțiilor implicate și a locuitorilor zonei.

Prin toate aceste mijloace, publicul este încurajat să ia pe cont propriu măsuri de prevenire a inundațiilor și este informat despre măsurile pe care trebuie să le ia în timpul unei situații de criză pentru a se putea proteja.

Pentru fiecare bazin hidrografic trebuie elaborat un plan de management al riscului la inundații. În dezvoltarea unui astfel de plan accentul va cădea pe aspectul solidarității în cadrul unui bazin hidrografic atât în prevenirea inundațiilor, cât mai ales în tratarea practică a problemelor în așa fel încât activitățile și acțiunile desfășurate amonte să nu crească riscul la inundații al zonelor aval. Succesul implementării planurilor de management a riscului la inundații poate fi asigurat numai printr-o abordare integrată.

Planurile de management al riscului la inundații trebuie să se bazeze pe:

- abordare integrată a problemelor la nivel de bazin hidrografic;
- abordare integrată interdisciplinară;
- participarea publicului;
- măsuri de prevenire, în special măsuri non-structurale;
- măsuri structurale și analiza impactului acestora;
- managementul situațiilor de criză;
- managementul perioadei de revenire.

Tabel 1.1. Câteva termene de implementare a Directivei pentru Inundații

Acțiune	Finalizare	Reactualizare
Analiza preliminară a riscului	La trei ani după intrarea în vigoare a Directivei	2018
Hărțile de risc	2013	22 decembrie 2019
Publicarea și implementarea planurilor de management a riscului la inundații	2015	22 decembrie 2021

Tabel 1.2. Câteva termene de implementare a Directivei Cadru a Apei

Acțiune	Finalizare	Reactualizare
Caracterizarea bazinului hidrografic	La trei ani după intrarea în vigoare a Directivei (2004)	2013
Publicarea planurilor de management bazinale	2009	2015
Planurile de măsuri	2012	2019
Atingerea obiectivelor de mediu	2015	2021

Termenele prevăzute pentru obiectivele Directivei pentru Inundații corespund în mare măsură cu cele impuse în Directiva Cadru. Reactualizarea celor două planuri de management impuse de cele două directive se va realiza la același interval de timp (6 ani). Tabelul 1.1. și tabelul 1.2. ilustrează câteva corespondențe vizibile , lucru care favorizează o viitoare combinare a celor două directive într-un cadru legislativ amplu și integrat de gospodărire a apelor la nivel bazinal.

CAP.2. GOSPODĂRIRE LA NIVEL DE CORP DE APĂ/SCARA DE REFERINȚĂ ÎN GOSPODĂRIREA APELOR

2.1. Definirea corpurilor de apă

Noile concepte de management al apelor propun gospodărirea la nivel de district hidrografic sau bazin hidrografic, iar ca scară de referință „corpul de apă”.

Unul din obiectivele cheie ale Directivei Cadru a Apei este prevenirea deteriorării și îmbunătățirea stării ecosistemelor acvatice deoarece ecosistemele terestre și zonele umede depind de acestea. Succesul Directivei este garantat de atingerea îndeplinirea acestui scop, iar obiectivele ce decurg de aici vor fi măsurate prin analizarea stării corpurilor de apă.

Conceptul de „corp de apă” presupune un studiu complex pentru identificarea și caracterizarea corpurilor de apă la nivelul fiecărui bazin hidrografic. Desemnarea corpurilor de apă se realizează pe baza considerării integrate a modificărilor hidro-morfologice, hidro-dinamice și calitative ale resursei de apă și pe baza tipologiei apelor realizată anterior.

Prin „corp de apă de suprafață” se înțelege un element discret și semnificativ al apelor de suprafață ca : râu, lac, canal, sector de râu, sector de canal, ape de tranziție, o parte din apele marine litorale (conform Art. 2.10 din Directiva Cadru a Apei 2000/60/CE). „Corpul de apă subterană” reprezintă un volum distinct (singular) de apă subterană dintr-un acvifer sau mai multe acvifere (conform Art. 2.12 din Directiva Cadru a Apei 2000/60/CE). Elementul apelor de suprafață sau subteran pentru care condițiile fizice sunt omogene, respectiv elementul nu este afectat sau este afectat de aceeași perturbație majoră, care indirect conduce la tipuri ecologice diferite reprezintă corpul de apă de suprafață, respectiv corpul de apă subteran.

Corpul de apă de suprafață este format din: apă, patul albiei, zona riverană râului (relevantă pentru flora și fauna acvatică).

Primul pas în identificarea corpurilor de apă presupune încadrarea sa în cadrul unei singure categorii de ape de suprafață. Limitele unui corp de apă nu pot depăși limitele unei categorii de ape de suprafață (râu, lac).

Corpurile de apă de suprafață trebuie să fie alcătuite din elemente continue ale apelor de suprafață și să nu se suprapună unele cu altele. Limita unui corp de apă trebuie stabilită acolo unde două categorii diferite „se întâlnesc”. Granița dintre două categorii de ape (de exemplu sector de râu și lac) crează limită între corpuri de apă (fig. 2.1.).

Conform acestor condiții, un bazin sau un sub-bazin poate conține mai multe corpuri de apă, iar un bazin mic, format dintr-un singur curs de apă, poate fi considerat, teoretic, ca fiind un singur corp de apă. De asemenea, două sau mai multe râuri independente nu pot fi unite într-un singur corp de apă.

Cel de-al doilea pas în identificarea corpurilor de apă se bazează pe o desemnare în prealabil a tipologiei cursurilor de apă, deoarece un corp de apă nu poate depăși limitele unui anumit tip identificat.

Tipul unui curs de apă reprezintă o unitate delimitată pe baza unor criterii, având variație internă abiotică și biotică limitată în condiții naturale și potențial ecologic semnificativ, caracteristice tipului respectiv. Delimitarea tipurilor cursurilor de apă se bazează pe conceptul de clasificare regională a acestora, reprezentând o abordare modernă ce utilizează cunoștințele științifice din domeniile geografiei, geologiei, hidrologiei, climatologiei și hidrobiologiei.

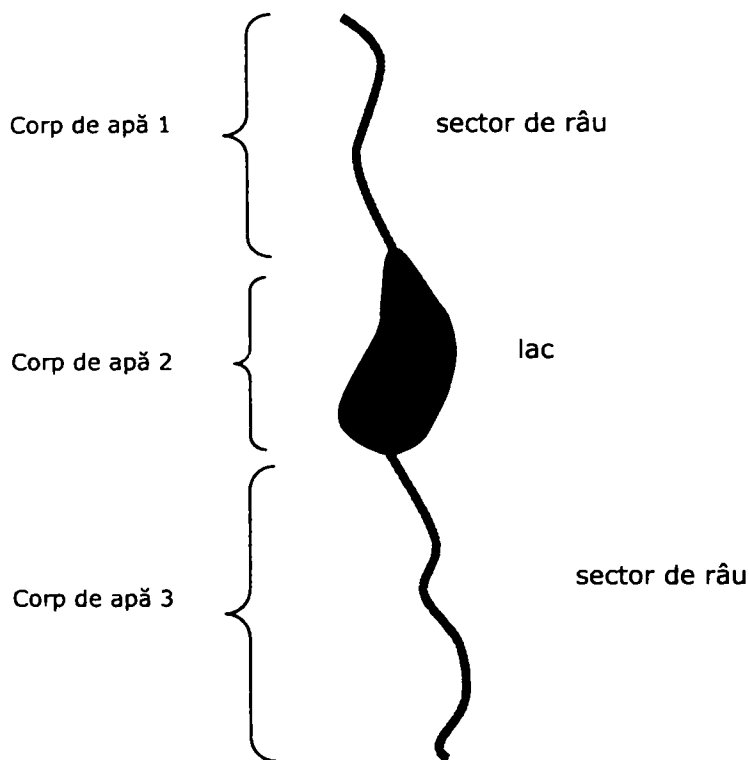


Figura 2.1. Limită dată de categorii diferite

Tipologia cursurilor de apă se elaborează pe baza recomandărilor Directivei Cadru 2000/60/EEC, însă se poate dezvolta și pe baza specificului regional, cadru dat de metodologiile naționale.

Directiva Cadru propune două abordări fundamentale pentru stabilirea tipologiei categoriilor de ape de suprafață. Prima este o abordare **top-down** sau abordare abiotică, ce are la bază parametri presupuși a se afla în relație indirectă cu compoziția comunităților biologice, iar cea de-a doua este o abordarea **bottom-up** sau abordare biotică, ce se bazează pe măsurători directe ale variabilității comunităților biologice aflate în regim natural sau cvasi-natural.

Pentru țara noastră, de exemplu, au fost luați în considerare următorii factori, stabiliți de Directiva Cadru a Apelor:

- ecoregiunile "cadru", regiuni cu un potențial ecologic ce rezultă pe baza combinării sau suprapunerii parametrilor biofizici (clima, topografia etc.);
- caracteristicile reliefului, delimitate de curbele de nivel care definesc principalele unități de relief;

- caracteristicile geologice date de următoarele tipuri de roci: silicioase, calcaroase și organice;
- zonarea longitudinală a cursurilor de apă, ținând seama de suprafața bazinului: cursuri de apă foarte mari ($F > 10000 \text{ km}^2$), cursuri de apă mari ($F = 1000-10000 \text{ km}^2$), cursuri de apă medii ($F = 100-1000 \text{ km}^2$), cursuri de apă mici ($F = 10-100 \text{ km}^2$);
- litologia albiei, reprezentată de: blocuri, bolovăniș, pietriș, nisip, măr, argilă;
- debitul specific mediu lunar minim anual cu asigurare de 95%: mare ($> 2 \text{ l/s/km}^2$), mediu ($1 - 2 \text{ l/s/km}^2$), mic ($< 1 \text{ l/s/km}^2$);
- debitul specific mediu multianual: mare ($> 30 \text{ l/s/km}^2$), mediu ($3 - 30 \text{ l/s/km}^2$), mic ($< 3 \text{ l/s/km}^2$);
- caracteristici climatice:
 - precipitații medii multianuale: abundente ($> 800 \text{ mm/an}$), medii ($500 - 800 \text{ mm/an}$), reduse ($< 500 \text{ mm/an}$);
 - temperatura medie multianuală: mari ($> 8^\circ\text{C}$), medii ($0-8^\circ\text{C}$), mici ($< 0^\circ\text{C}$);
- panta medie a râului;
- tipurile de ihtiofaună potențială definite de academicianul Bănărescu în 1964: zona pastrăvului (*Salmo trutta fario*), zona lipanului (*Thymallus thymallus*) și a moioagei (*Barbus meridionalis petenyi*), zona scobarului (*Chondrostoma nasus*), zona mreței (*Barbus barbus*), zona crapului (*Cyprinus carpio*), zona cleanului (*Leuciscus cephalus*), zona bibanului (*Perca fluviatilis*) și zona fără pește.

Cel de-al treilea pas în desemnarea corpurilor de apă este identificarea limitelor acestora pe baza caracteristicilor geografice sau hidromorfologice distinctive care au un impact semnificativ asupra ecosistemelor acvatice.

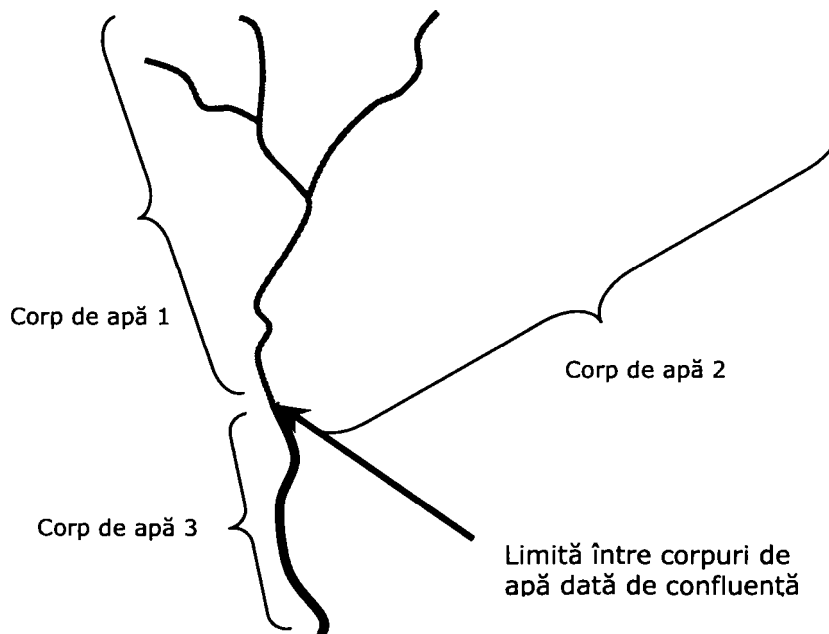


Figura 2.2. Limită dată de confluență

Caracteristicile geografice sau hidromorfologice pot influența semnificativ corpurile de apă și vulnerabilitatea lor la activitățile umane. Aceste caracteristici pot duce de asemenea la identificarea unor elemente distincte ale apelor. De exemplu, confluența a două râuri poate fi definit ca graniță a corpului de apă (fig 2.2.).

Pe de altă parte Directiva nu exclude existența a două sau mai multe corpuri de apă de-a lungul aceleiași categorii de ape (parte a unui râu, lac sau ape tranzitionale) în cazul în care se observă caracteristici diferite (fig. 2.3.).

Corpul de apă este unitatea care se va utiliza pentru raportarea și verificarea modului de atingere a obiectivelor țintă ale Directivei Cadru a Apei. De aceea este necesară determinarea corectă a acestor corpuri de apă. Identificarea corpurilor de apă se face în primul rând pe baza caracterizării geografice și hidrologice, însă există și alte elemente care sunt luate în considerare.

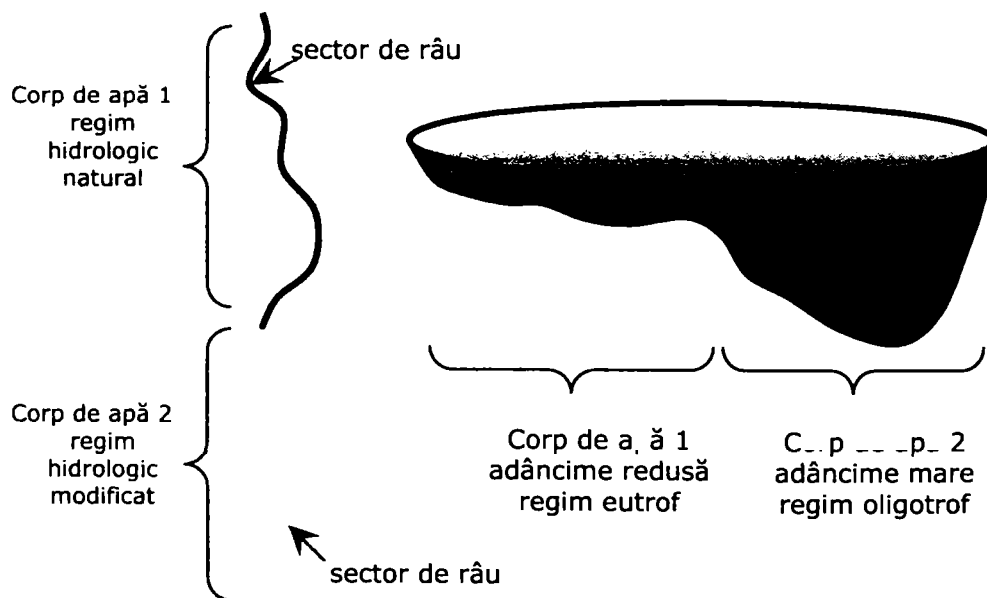


Figura 2.3. Subdivizare a unui râu sau lac pe baza existenței unor caracteristici diferite

Având în vedere că prezenta lucrare detaliază probleme referitoare la renaturarea corpurilor de apă puternic modificate, criteriile de bază pentru delimitarea corpurilor de apă de suprafață sunt detaliate în sub-capitolul următor. Identificarea și clasificarea corpurilor de apă trebuie însă să se bazeze pe o descriere detaliată și corectă a cadrului geografic. Un element cheie în descrierea corpurilor de apă este „starea” (fig. 2.4.). Starea apei trebuie să fie identică și unitară pe corpul de apă identificat. Deși efectele activităților antropice variază independent de mărimea corpului de apă, trebuie identificate schimbările sesizabile de stare a apei și folosite în delimitarea corpurilor de apă.

În lipsa informațiilor referitoare la starea apei, rezultatul analizei presiunii și impactului pot sta la baza identificării limitelor unui corp de apă. În consecință, în prima perioadă analizei presiunii și impactului poate fi considerată un surogat

suficient al stării apei. O dată cu crearea unei baze de date mai complete, limitele corpurilor de apă pot fi ajustate. Elemente învecinate ale unei categorii de ape care au aceeași stare pot fi apoi recombinate pentru a evita sub-divizarea inutilă a apelor.

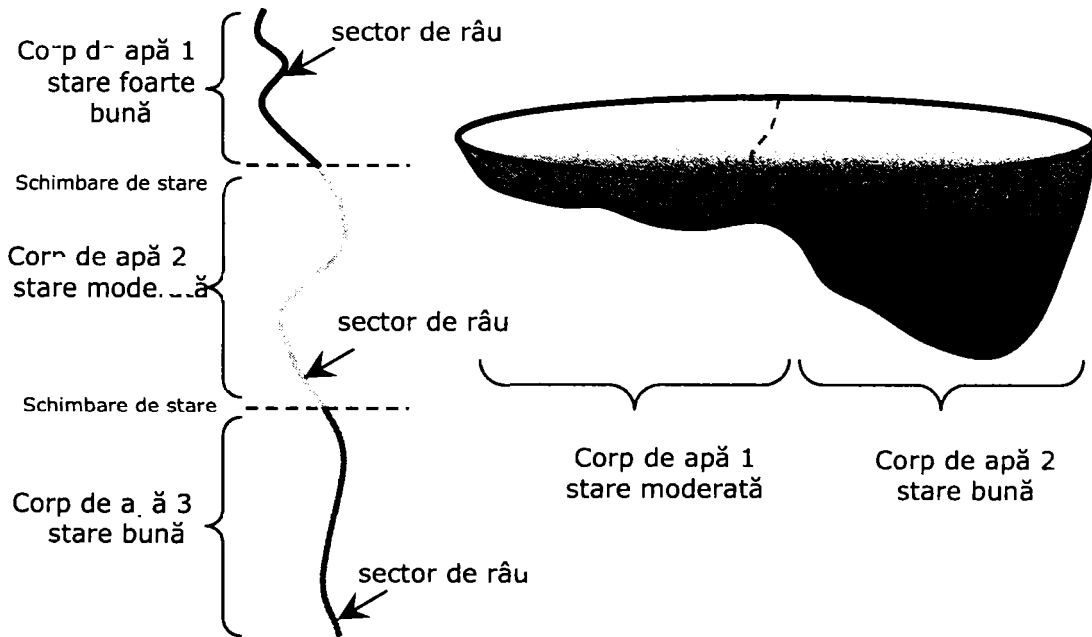


Figura 2.4. Subdivizare a unui râu sau lac în funcție de stare

Directiva Cadru pentru Ape oferă și alte criterii pentru delimitarea corpurilor de apă, însă cerința de bază este determinarea stării apei. Pentru aceasta trebuie făcute corelații cu presiunile existente și impactul acestora asupra unui corp de apă și mai mult decât atât, este necesară cunoașterea tuturor folosințelor și a zonelor protejate.

În cazul ariilor protejate sunt definite condiționări și obiective specifice, de aceea acestea trebuie să se reflecte și asupra corpurilor de apă situate într-o astfel de arie. Limitele corpurilor de apă și a ariilor protejate nu vor coincide în majoritatea cazurilor deoarece ele au fost definite în scopuri diferite și pe baza unor criterii diferite. În cazul în care un corp de apă nu va fi complet înăuntrul sau înafara unei arii protejate se va lua în considerare posibilitatea de sub-divizare a corpului de apă respectiv astfel încât limitele să coincidă.

În general însă, este posibil ca prin detalierea informațiilor să se împartă corpurile de apă identificate în unități și mai mici, pe baza unor probleme diferențiate, însă această divizare duce la probleme de caracterizare eficientă a corpului respectiv și totodată la dificultăți logistice ce se resimt în elaborarea și implementarea planului de măsuri. Scara la care se pot detalia și delimita corpurile de apă este însă imposibil de precizat, condițiile diferind de la caz la caz.

Principiile descrise până acum referitoare la identificarea corpurilor de apă de suprafață pot fi aplicate printr-un proces ierarhic care este descris în figura 2.5.

Pentru ca desemnarea corpurilor de apă să fie eficientă în cel de-al patru-lea pas se dezvoltă o analiză a stării apelor, a presiunii și impactului, detalii ce vor fi prezentate în sub-capitolul următor.

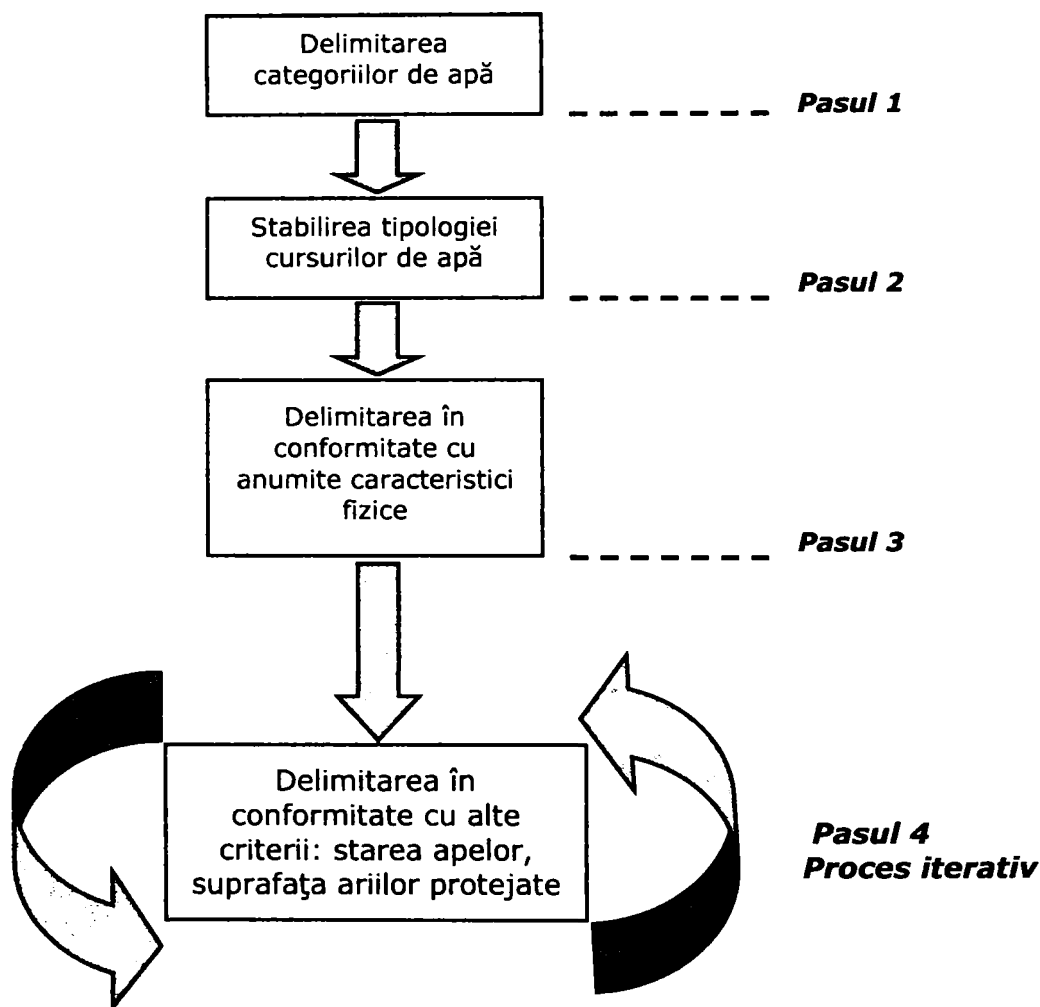


Figura 2.5. Schema abordării graduale în identificarea corpurilor de apă

Procesul de identificare și desemnare a corpurilor de apă este un proces iterativ. În anumite momente însă, responsabilii pentru acest proces trebuie să predea o versiune finală pentru ca planul de management bazinal să poată fi pregătit. O dată cu aplicarea măsurilor prevăzute în planul de management bazinal, starea apelor se va schimba în unele cazuri, ceea ce duce la o reevaluare a unor corpuri de apă și includerea loc în altă categorie de corp de apă. Prin urmare, la fiecare șase ani procesul trebuie reluat și dezvoltat.

Fiecare stat poate desemna corpurile de apă folosind criteriile de bază și suplimentare care să ia în considerare condiționările locale care sunt evidente în procesul de management bazinal.

2.2. Analiza presiunii și impactului

Pentru delimitarea corpurilor de apă de suprafață trebuie să se țină cont în primul rând de următoarele aspecte: categoria de apă de suprafață, tipologia apelor de suprafață și caracteristicile fizice ale apelor de suprafață.

Delimitarea corpurilor de apă pe tipuri de apă se face pe baza unor criterii, având variație internă abiotică și biotică limitată în condiții naturale și potențial ecologic semnificativ, caracteristice tipului respectiv. Un criteriu foarte important pentru identificarea corpurilor de apă de suprafață este cunoașterea modificărilor hidromorfologice ale apelor de suprafață. Acest pas necesită o inventariere a modificărilor antropice și o evaluare a efectelor acestor modificări asupra morfologiei și ecologiei cursului de apă.

Modificările substanțiale ale unui corp de apă care îl definesc și ajută la delimitarea tronsoanelor de corpurilor de apă sunt numite presiuni. Principalele presiuni sunt reprezentate de sursele de poluare difuză, sursele de poluare punctuale, prelevările de apă, reîncărcarea acviferului și în special modificările hidromorfologice.

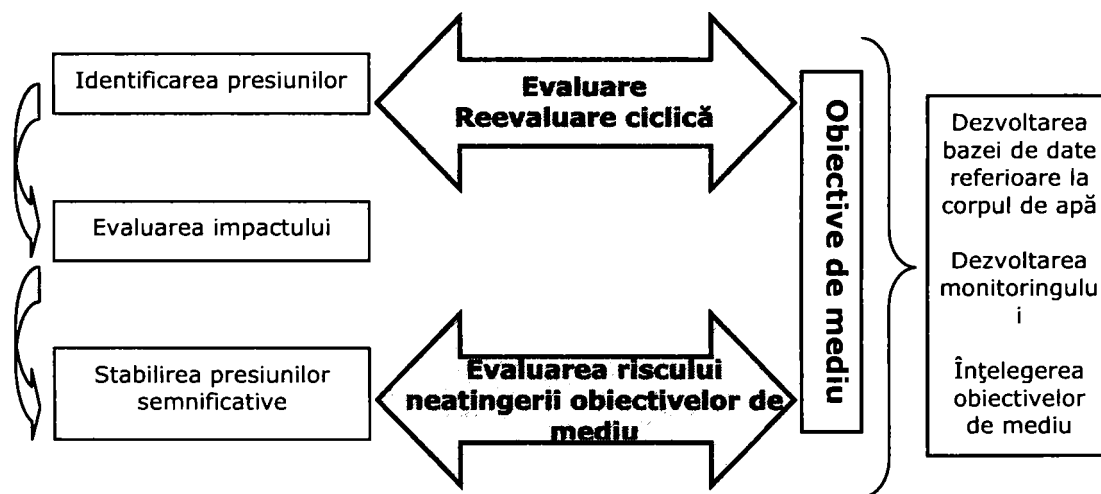


Figura 2. 6. Prezentare schematică a procesului de identificare a presiunilor semnificative

Făcând inventarul presiunilor se poate constata că multe din acestea nu au impact, sau au un impact minor asupra resurselor de apă. Astfel, pentru corpurile de apă de suprafață, se consideră necesar doar listarea presiunilor care au un impact semnificativ, însemnând un impact care induce riscul neatingerii obiectivelor de mediu (fig. 2.6.). Aceasta presupune înțelegerea naturii impactului provocat de o anumită presiune și aplicarea unor metode specifice de monitorizare ori evaluare a relației dintre presiune și impact.

O presiune rezultată ca urmare a unei poluări, fie ea difuză sau punctuală poate avea efect direct asupra resurselor de apă prin deteriorarea stării apelor. O presiune biologică poate avea un efect direct, calitativ și/sau cantitativ, asupra

ecosistemelor acvatice (de exemplu: pescuitul sau introducerea unor specii alohtone).

Presiunile hidromorfologice însă, au cel mai variat efect asupra unui corp de apă deoarece pe baza modificărilor hidromorfologice corpurile de apă se împart în două mari categorii: corpuri de apă puternic modificate și corpuri de apă care nu sunt puternic modificate (naturale sau cvasinaturale). Definirea acestora va face obiectul de studiu al sub-capitolului următor.

Diferențierea în aceste categorii are la bază criteriile morfologic sau structural, ce se referă la tipul de lucrări hidrotehnice (lacuri de acumulare, diguri, regularizări) și hidroedilitare, și criteriul hidrologic, ce se referă în special la regimul debitelor.

Modificările fizice față de caracterul „natural” care sunt luate în seamă pentru definirea unui corp de apă sunt modificările semnificative din punct de vedere morfologic, și anume: lacuri de acumulare, diguri și regularizări, canale navigabile, ecluze, praguri de fund, deversoare, prize, restituții, etc. Totodată importanță au modificările extinse spațial, ce sunt foarte greu de restaurat, schimbările permanente și modificările rezultate de la anumite folosințe specifice.

Presiunile hidromorfologice reprezintă acea categorie de presiuni care pot avea un impact direct asupra apelor de suprafață și pot rezulta din lucrările hidrotehnice de genul barajelor, stăvilarelor, regularizărilor, lucrări a căror presiune se materializează prin acțiuni de tipul:

- dislocarea substratului, pierderi de sedimente - acestea având ca posibil impact alterarea patului albiei, respectiv dispariția habitatelor.
- depunerea materialului dragat - implică acoperirea patului albiei cu materialul dragat, și mai departe alterarea populației de nevertebrate.
- modificarea nivelului apei - având ca impact posibilitatea dispariției zonelor umede și a zonelor de depunere a icrelor, sau modificarea nivelului apelor subterane, ceea ce poate crea în acest caz probleme în alimentarea cu apă din forajele afectate.
- variația caracteristicilor de curgere (volum, viteză, adâncime) în amonte și aval de baraje, precum și în cazul sectoarelor regularizate - poate avea ca efect o schimbare posibilă a stării de impact, alterarea regimului de curgere și a habitatelor.

Cel mai important impact îl exercită lucrările de barare transversală. Barările transversale de tipul barajelor, stăvilarelor aduc importante avantaje economice, însă ele afectează în numeroase moduri ecosistemele acvatice.

Efectele vizibile la o primă analiză ar fi colmatările ce sunt evidente la coada lacului și depunerile de sedimente de la piciorul barajului, dar și variațiile nivelului în lacul creat amonte de lucrarea de barare transversală (datorită regimului de exploatare).

Toate acestea duc la o modificare a ecosistemului acvatic, atât amonte cât și aval, datorită transformării sistemului de apă curgătoare într-un ecosistem de apă relativ stagnant. Modificarea condițiilor acvatice inițiale duce la efectele ecologice negative ce se manifestă în special asupra ihtiofaunei prin modificarea habitatelor specifice reproducerii speciilor acvatice. Reducerea posibilităților de migrație a speciilor existente amonte de acumulări determină deseori izolarea acestora și chiar dispariția unor specii din unele habitate care inițial favorizau existența lor.

În cazul unei exploatare defectuase a lacului, modificările morfologiei albiei și a regimului hidrologic pot aduce pe lângă dispariția unor specii și schimbarea ritmului biologic al organismelor și la apariția unor efecte precum eroziuni de mal și inundații. În același timp, aval de lucrările de barare a cursurilor de apă, biocenozele

naturale formate din specii de nevertebrate benthice sunt puternic afectate dacă nu se asigură debitul ecologic.

Lucrările de barare longitudinală au un impact mai mic asupra elementelor de calitate biologică decât decât construcțiile care întrerup continuitatea transversală. Aceasta se datorează faptului că produc modificări parțiale ale habitatului natural, pe porțiuni mai mici. Organismele afectate în aceste cazuri sunt fauna bentală și vegetația acvatică, iar efectele se manifestă prin scăderea biodiversității prin simplificarea substratului. Pe de altă parte, întreruperea continuității longitudinale duce la separarea cursului principal de bălțile din jurul acestora conducând la izolarea speciilor acvatice.

Un impact al modificărilor hidromorfologice este modificarea talvegului cursului de apă, atât ca nivel cât și ca traseu, consecința exploatării balastului într-o măsură nereglementată prin legislația în vigoare.

Peștii sunt afectați de îndiguri prin reducerea habitatelor și în special a locurilor de depunere a icrelor. Datorită prezenței digurilor, în numeroase cazuri macrofitele nu găsesc condiții prielnice pentru a se înmulți. Degradarea sau dispariția condițiilor de dezvoltare a macrofitelor duce la efecte negative directe asupra ihtiofaunei, macrofitele constituind un habitat de refugiu pentru larvele peștilor și un loc în care își depun icrele unele specii de pește (exemplu fitofitele).

Digurile împiedică inundarea luncilor și deci reducerea sau dispariția zonelor umede. Reducerea variațiilor de debit sezoniere afectează speciile de pești care pentru migrația de reproducere necesită aceste zone inundabile. Efectele se manifestă și asupra unor specii de păsări pentru care zonele umede reprezentau habitatul specific și necesar obținerii hranei, înmulțirii sau repausului.

Activitățile de agrement, respectiv cele de menținere în stare de funcționare a canalului navigabil, determină o serie de presiuni hidromorfologice semnificative asupra ecosistemului în studiu.

Datorită valurilor provocate de la unele vase ce tranzitează șenalele navigabile se pot observa eroziuni de mal. Vegetația hidrofilă sau higrofilă este cea dintâi afectată. Datorită faptului că aceasta reprezintă habitatul specific a numeroase specii de pești, în timp, efectele negative se vor vedea și asupra faunei acvatice.

Lucrările de dragare pentru realizarea sau menținerea șenalelor navigabile poate conduce de asemenea la la modificări ale vitezei, creere de trepte, erodări de fund și de maluri, caverne în mal, eroziuni de suprafață. Modificările morfologice și hidrologice duc la degradări ale zonelor folosite de pești în scopul depunerii icrelor și creșterii puietului, precum și la scăderea populațiilor de nevertebrate benthice.

Deteriorarea stării ecologice este dată și de modificările chimismului apei datorate scurgerilor de carburanți sau lubrifianți de la nave, utilaje sau pontoane.

Lucrările de captare și evacuare a apei de la folosințe, precum și lucrările de derivare a debitelor constituie presiuni hidromorfologice ale căror impact se materializează prin modificarea caracteristicilor scurgerii cursului de apă pe care sunt pozate atât prizele de apă cât și evacuările de apă a căror debite prelevate respectiv restituite, sunt semnificative din punct de vedere cantitativ. Fluctuațiile de debit sunt cauza modificărilor majore ale biotei corpului de apă pe care acționează presiunea hidromorfologică, ducând până la distrugerea unor ecosisteme acvatice datorită scăderii debitelor râurilor și uneori chiar neasigurarea debitului ecologic.

Modificările regimului hidrologic al apelor de suprafață pot duce și la modificări ale regimului hidrologic al apelor de subteran. Prin Nealimentarea freaticului, efectele sunt cumulate, iar impactul este cu atât mai semnificativ.

În unele cazuri impactul poate fi identificat destul de ușor, prin inventarierea datelor de monitoring (tabelul 2.1.). În alte cazuri se impune dezvoltarea unor analize mai detaliate bazate pe estimări sau rulări de programe de modelare.

Pentru toate cazurile descrise în tabelul 2.1. există atât efecte pozitive cât și efecte negative. Pentru a stabili limita de la care o presiune este considerată semnificativă, adică dacă datorită acestei presiuni apele de suprafață nu ating "starea bună", se va efectua o analiză a presiunilor și impactului pe baza recomandărilor Directivei Cadru și a metodologiilor naționale, însă se va ține cont și de condițiile locale.

Cunoașterea presiunilor hidromorfologice semnificative și evaluarea efectelor acestora sunt deosebit de importante pentru că permit stabilirea preliminară a corpurilor de apă puternic modificate și gradul de risc al corpurilor de apă din punct de vedere al alterărilor hidromorfologice, acesta constituind pasul de pornire în scopul reabilitării acestora și renaturării cursurilor de apă (pe anumite tronsoane funcție de gradul de implicare al dezvoltării socio-economice).

Tabelul 2.1. Exemple de posibil impact ce poate fi identificat prin monitoring

ELEMENTE DE CALITATE	PARAMETRU DETERMINAT
Biologice	
Macrofitele	compoziție, abundență
Fitoplanctonul	compoziție, abundență, biomasă
Înflorirea planctonului	frecvență, intensitate
Nevertebratele bentice	compoziție, abundență
Ihtiofauna	compoziție, abundență, structură
Eutrofizarea	concentrația de clorofilă (clorofila a)
Hidromorfologice	
Regimul hidrologic	cantitatea și dinamica scurgerii alimentarea acviferelor timpul de retenție
Morfologia	variația adâncimii și lărgimii albiei continuitatea râului structura și substratul patului albiei cantitatea și dinamica debitului solid structura zonelor riverane
Fizico-Chimice	
Transparența	concentrația suspensiilor solide (mg/l) turbiditatea (mg/l) transparența (în m)
Condițiile termice	temperatura (în °c)
Condiții de oxigenare	oxigenul dizolvat (mg/l) consumul biochimic de oxigen (mg/l)
Conductivitatea	concentrația de săruri dizolvate (microsimensul/cm) reziduul fix (mg/l)
Salinitatea	concentrația (mg/l)
Nutrienții	concentrația de azot și fosfor (mg/l)
Acidifierea	duritate (mval/l sau în grade germane de duritate) pH

ELEMENTE DE CALITATE	PARAMETRU DETERMINAT
	alcalinitate (mg/l)
Substanțele prioritare	concentrația
Alți poluanți	concentrația

Desemnarea unei presiuni ca fiind semnificativă se face pe baza cunoașterii tuturor presiunilor dintr-un bazin hidrografic, dar și a înțelegerii conceptuale a regimului scurgerii, transferului de elemente chimice și a funcționării ecosistemelor acvatice specifice. Prin urmare trebuie stabilit și impactul unei anumite presiuni asupra sistemului acvatic. Suprapunând informațiile cu privire la presiunile existente cu cele referitoare la caracteristicile bazinului hidrografic putem ajunge la identificarea presiunilor semnificative. Pentru aceasta sunt necesare de multe ori două etape de lucru. În prima trebuie făcută o evaluare corelată a informațiilor, folosindu-se în principal rezultatele monitoringului bazinal. Există însă cazuri când pentru evaluarea cauzalității se folosesc modele numerice pentru simularea impactului unor presiuni. Măsura în care aceste modele pot fi folosite depinde de exactitatea ipotezelor folosite referitor la funcționarea ecosistemelor.

Astfel, pentru simularea impactului diferitor presiuni pot fi folosite modelele matematice ale sistemelor ecologice, hidrogeologice și hidrochimice. Modelul utilizat se alege în funcție de impactul dorit a fi studiat, dar bineînțeles și de baza de date existentă. În general, cu cât modelul este mai complex, cu atât baza de date solicitată este mai amplă, iar timpul și costurile rulării modelului sunt mai mari.

De obicei se poate începe de la evaluări conceptuale de bază sau modele analitice și abia apoi se trece la utilizarea modelelor matematice, în special pentru cazurile în care se consideră că un corp de apă se află la risc, sau unde este nevoie de elaborarea unui program de măsuri detaliat. Principalele modele existente pentru evaluarea impactului diferitelor presiuni sunt: Moneris; Nopolu, Eurowaternet. Un lucru de menționat este că toate acestea lucrează cu evaluarea presiunilor provenite din poluare.

O altă metodă de identificare a presiunilor semnificative este bazată pe dezvoltarea unui set de judecăți simple și directe referitoare la relația presiune-impact. În acest caz la baza stabilirii unei presiuni semnificative, stă compararea magnitudinii presiunii cu un criteriu sau o valoare limită relevantă pentru tipul corpului de apă asupra căruia se manifestă. În acest caz, un singur set de valori nu este suficient deoarece în analiza efectuată trebuie să se țină cont de caracteristicile particulare ale corpului de apă și de vulnerabilitatea sa la presiunea respectivă. Prin urmare această metodă înglobează și judecăți bazate pe o bună cunoaștere a bazinului hidrografic și experiența evaluatorului. Valoarea judecăților bazate pe experiența locală nu trebuie să fie subestimată sau minimizată în favoarea unor metode formale care se bazează pe valori generale.

Înainte de utilizarea oricărei metodă de analiză trebuie stabilit clar scopul folosinței ei, pentru a selecta metoda care să ducă la estimarea impactului presiunii dorite.

Directiva Cadru a Apei 2000/60/EEC prezintă limitele peste care presiunile pot fi numite semnificative, precum și substanțele și grupele de substanțe care trebuie luate în considerare ca și indicatori.

Paginile următoare descriu pe scurt metoda românească de identificare a presiunilor semnificative (începând cu cele mai importante presiuni în identificarea corpurilor de apă puternic modificate, presiunile hidromorfologice) în conformitate cu „Instrucțiunile metodologice de desemnare a corpurilor de apă artificiale și puternic modificate” (Șerban, P., Rădulescu, D., 2002).

Identificarea presiunilor hidromorfologice semnificative din întregul bazin de recepție, se face urmărind pentru diferitele tipuri de presiuni hidromorfologice, următorii indicatori biologici:

- fauna nevertebrată bentică – pentru presiunea datorată impactului hidrocentralelor în sistemele de apă dulce;
- specii de pești migratori de lungă distanță – pentru presiunea datorată discontinuității râului care induce întârziere în procesul de migrare;
- macrofitele – pentru presiunile datorate schimbării regimurilor de curgere;
- nevertebrate bentice și macrofite/fitobentos – pentru presiunile date de lucrările de apărare împotriva inundațiilor, alterări fizice liniare.

Setul de criterii pentru identificarea presiunilor hidromorfologice semnificative se prezintă defalcat pe tipuri de lucrări care produc presiuni hidromorfologice, astfel:

- pentru regularizarea scurgerii se urmărește dacă nu există continuitate în scurgere, având în vedere $T_R > 3$ zile

$$Q_m < Q_{95\%} + 0,1 \text{ (m}^3\text{/s)} \quad 2.1.$$

- pentru alterări morfologice : $LD/LC \geq 30$ 2.2.

Notațiile din criteriile de mai sus se referă la:

T_R timp de retenție [zile]

Q_m debit minim în aval de baraj (regim modificat) [m³/s]

$Q_{95\%}$ debit mediu lunar minim cu asigurarea de 95% [m³/s]

L_D lungime diguri sau sectoare de râu regularizate [km]

L_{CA} lungimea corpului de apă [km]

Dacă lucrările de barare transversale, baraje, praguri de fund prezintă densitatea pragurilor (nr./ km) ≥ 1 , se consideră că sunt presiuni hidromorfologice semnificative. Acestea au ca efect migrarea biotei, respectiv transportul sedimentelor; dacă înălțimea obstacolelor este > 20 (cm), atunci presiunea este de asemenea semnificativă.

Dacă pentru lucrările în lungul râului (diguri, amenajări agricole, piscicole) raportul lungimii digurilor pe lungimea sectorului depășește 30%, atunci aceste lucrări constituie presiuni hidromorfologice semnificative și au ca efect afectarea vegetației riverane (îndiguirea albiei minore) și afectarea conectivității laterale și a vegetației din luncă (lucrări în albia majoră).

Lucrările de regularizare și consolidare maluri pentru râuri, lacuri naturale pot fi considerate presiuni hidromorfologice semnificative dacă raportul dintre lungimea de regularizare și lungimea sectorului depășește 30%. Efectul acestei presiuni poate duce la afectarea formei secțiunii transversale, structurii substratului și biotei.

Șenalele navigabile pot fi considerate presiuni hidromorfologice semnificative, dacă raportul dintre lățimea șenalului navigabil și lățimea albiei este $>30\%$, fapt ce afectează biota și patul albiei.

Dacă la prizele de apă, la restituții, la folosințe, la evacuări și la derivații, raportul dintre și debitul mediu multianual este $\geq 10\%$, pot fi considerate presiuni hidromorfologice semnificative și pot afecta biota și stabilitatea albiei; un alt criteriu care se ia în considerare în acest caz, este raportul procentual dintre debitul minim în albie Q și debitul Q^* , raport care dacă este ≤ 100 presiunea este semnificativă și afectează biota.

$$Q^* = Q_{95\%} + 0.1 \text{ pentru un } Q_{95\%} > 200 \text{ l/s,} \quad 2.3.$$

$$Q^* = 1,25 \times Q_{95\%} + 0.05 \text{ pentru un } Q_{95\%} < 200 \text{ l/s,} \quad 2.4.$$

unde:

Q debitul prelevat sau restituit

Q^* debit calculat funcție de $Q_{95\%}$

$Q_{95\%}$ debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% (m^3/s)

În cazul evacuărilor la baraje (variații ale debitelor minime/maxime în albie) acestea se consideră presiuni hidromorfologice semnificative dacă raportul procentual dintre debitul minim în albie Q și Q^* este ≤ 100 . Efectul acestor tipuri de presiuni hidromorfologice semnificative se rezumă la afectarea biotei, iar dacă raportul dintre gradientul creșterii și descreșterii nivelului apei ($cm/oră$) este > 50 poate afecta și flora și stabilitatea albiei.

Tabelul 2.2. - Centralizator al presiunilor hidromorfologice semnificative și impactul lor

Construcții hidrotehnice	Parametrii presiunilor	Efecte
Lucrări de barare transversală a) baraje, deversoare, praguri de fund	Densitatea pragurilor ($>1/km$)	Asupra regimului hidrologic, transportului sedimentelor și migrării biotei
	Înălțimea obstacolului ($\geq 20cm$)	
b) lacuri de acumulare – evacuare unde pulsatorii	Debitul minim în albie ($Q \leq 100\%$)	Asupra scurgerii minime și biotei
	Gradientul descreșterii/creșterii nivelului apei ($>50cm/oră$)	Asupra regimului hidrologic, stabilității albiei și florei
Lucrări în lungul râului a) diguri, amenajări agricole, piscicole etc	Lungime diguri / Lungime corp de apă ($\geq 30\%$)	Asupra conectivității laterale, vegetației din lunca inundabilă și zonelor de reproducere
	Suprafața afectată / Suprafața luncii inundabile ($\geq 30\%$)	
b) Lucrări de regularizare și consolidări maluri, tăieri de meandre	Lungime lucrare de regularizare / Lungime corp de apă ($\geq 30\%$)	Asupra profilului longitudinal al râului, structurii substratului și biotei
Șenale navigabile	Lățimea șenalului (dragat) / Lățimea albiei ($\geq 30\%$)	Asupra stabilității albiei și biotei
Prize de apă, restituții	Debitul prelevat sau restituit /	Asupra scurgerii

Construcții hidrotehnice	Parametrii presiunilor	Efecte
folosințe (evacuări), derivații	Debitul mediu multianual ($>10\%$)	minime, stabilității albiei și biotei
	Debitul minim în albie / ($Q>100\%$)	

Dacă un corp de apă luat în analiză prezintă o presiune semnificativă sau mai multe tipuri de presiuni semnificative, impactul acestora trebuie studiat atât pe corpul de apă în cauză cât și pe corpurile de apă din aval. De asemenea, chiar dacă nu există o presiune semnificativă pe un corp de apă, trebuie luate în considerare efectele presiunilor din amonte.

Pentru delimitarea mai exactă a corpurilor de apă de suprafață se vor considera în plus și alți parametri precum starea apelor, deoarece un corp de apă de suprafață trebuie să aparțină unei singure clase a stării ecologice. Calitatea apei este un indicator important în identificarea corpurilor de apă.

Importantă și necesară este și determinarea ariilor protejate, condiție ce impune uneori segmentarea unui corp de apă astfel: în cazul în care un corp de apă nu se va afla în totalitate în interiorul sau în exteriorul unei arii protejate, este recomandată divizarea corpului de apă în două părți, astfel încât limitele corpului și arii protejate să coincidă.

Toate categoriile de corpuri de apă, funcție de criteriile fizico-chimice și biologice, se pot împărți în două mari categorii: nemodificate calitativ și modificate calitativ.

În cazul corpurilor nemodificate calitativ parametrii caracteristici din punct de vedere fizico-chimic au valori mai mici decât limitele clasei de calitate a II-a prevăzute în „Normativul privind obiectivele de referință pentru clasificarea calității apelor de suprafață” iar gradul de trofie (pentru lacuri) exprimat prin biomasa maximă a fitoplanctonului în zona fotică este mai mic sau egal cu 3-5 mg/l, gradul de curățenie este mai mare de 80% (pentru râuri).

În cel de-al doilea caz, parametrii caracteristici din punct de vedere fizico-chimic au valori mai mari decât limitele clasei de calitate a II-a prevăzute în „Normativul privind obiectivele de referință pentru clasificarea calității apelor de suprafață”, gradul de trofie (pentru lacuri) exprimat prin biomasa maximă a fitoplanctonului în zona fotică este mai mare decât 3-5 mg/l, gradul de curățenie este mai mic de 80% (pentru râuri).

Odată finalizată analiza presiunii și impactului respectând pașii indicații în acest capitol, este posibilă delimitarea corpurilor de apă.

Directiva Cadru a Apei propune doar subdivizarea apelor de suprafață și subterane care necesită acest proces pentru o aplicare clară și efectivă a obiectivelor sale.

O detaliere și împărțire corectă a unui curs de apă în corpuri de apă este necesară pentru a verifica aplicarea cerințelor Directivei Cadru. Trebuie luat însă în considerare faptul că, o subdivizare prea detaliată poate duce la îngreunarea procesului, și prin urmare ea trebuie evitată, mai ales dacă nu ajută atingerii scopului Directivei. Suplimentar putem spune că metoda de corelare a unor corpuri de apă poate duce în unele circumstanțe la reducerea problemelor administrative, posibilă în special în cazul unor corpuri de apă mici.

2.3. Tipuri de corpuri de apă

În conformitate cu Directiva Cadru a Apei 60/2000/CEE au fost definite trei tipuri de corpuri de apă: corpurile de apă naturale, corpurile de apă puternic modificate și corpurile de apă artificiale.

Corpurile de apă naturale sunt acele corpuri de apă de suprafață care păstrează în totalitate sau în cea mai mare măsură caracterul lor natural, adică nu prezintă modificări antropice.

Corpurile de apă puternic modificate sunt acele corpuri de apă de suprafață care datorită unor „alterări fizice” și-au schimbat substanțial caracterul lor natural.

Corpurile de apă artificiale sunt corpurile de apă de suprafață create ca urmare a activității umane în locuri unde înainte nu existau corpuri de apă semnificative.

O definiție mai concretă a fiecărui tip de corp de apă se face pe baza criteriilor descrise în sub-capitolul anterior.

Un corp de apă este denumit a fi natural dacă:

- în cazul lucrărilor de barare transversale (baraje, praguri de fund), ce afectează biota migratoare și transportul sedimentelor, densitatea pragurilor (nr/km) este mai mică sau egală cu valoarea 1, iar înălțimea obstacolului (cm) este mai mică decât 20;

- pentru lucrările efectuate de-a lungul râului (diguri, regularizări, amenajări piscicole, agricole, etc) lungimea digurilor (regularizare) / lungimea sectorului și suprafața afectată / suprafața luncii inundabile sunt mai mici de 30%;

- în cazul senalelor navigabile ce afectează biota și patul albiei, lățimea senalului navigabil/lățimea albiei este mai mică de 30%;

- în ceea ce privește prizele de apă, restituțiile de la folosințe, derivațiile, ce afectează biota și stabilitatea albiei, debitul prelevat sau restituit / debitul mediu multianual este mai mic de 10 %, iar debitul minim în albie / debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% (la care se adaugă un debit suplimentar cu valoarea de 0,1 m³/s pentru valori ale debitului mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% mai mari de 200 l/s sau în cazul în care Q_{95%} este mai mic de 200 l/s, se va considera 1.25 x Q_{95%} la care se va adăuga un debit suplimentar cu valoarea de 0,05 mc/s) este mai mare de 100%;

- în cazul evacuărilor din baraje (variațiile debitelor minime / maxime în albie) ce afectează biota, debitul minim în albie / debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% (la care se adaugă un debit suplimentar cu valoarea de 0,1 m³/s pentru valori ale debitului mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% mai mari de 200 l/s sau în cazul în care Q_{95%} este mai mic de 200 l/s, se va considera 1,25 x Q_{95%} la care se va adăuga un debit suplimentar cu valoarea de 0,05 m³/s) este mai mare de 100% iar în cazul în care este afectată flora și stabilitatea albiei, gradientul creșterii / descreșterii nivelului apei [(cm) / oră], este mai mic de 50 %.

În identificarea preliminară a corpurilor de apă care s-a realizat până în prezent de către toate țările UE a fost inclusă și o categorie intermediară, care însă, prin prisma analizelor ulterioare, va dispărea. Corpurile de apă definite ca fiind candidate la puternic modificate vor deveni prin analize mai detaliate, fie corpuri de apă naturale, fie corpuri de apă puternic modificate. În prezent, în România, un corp de apă este considerat a fi candidat la categoria corp de apă puternic modificat dacă parametri de mai jos se înscriu între limitele descrise:

- în cazul lucrărilor de barare transversale (baraje, praguri de fund), ce afectează biota migratoare și transportul sedimentelor, densitatea pragurilor

(nr/km) este egală cu valoarea 2, iar înălțimea obstacolului este cuprinsă între 20-50 cm;

- pentru lucrările efectuate de-a lungul râului (diguri, regularizări, amenajări piscicole, agricole, etc) lungimea digurilor (regularizare) / lungimea sectorului și suprafața afectată / suprafața luncii inundabile este cuprinsă între 30-70%;

- în cazul senalelor navigabile ce afectează biota și patul albiei, lățimea senalului navigabil/lățimea albiei este cuprinsă între 30-70%;

- în ceea ce privește prizele de apă, restituțiile de la folosințe, derivațiile, ce afectează biota și stabilitatea albiei, debitul prelevat sau restituit / debitul mediu multianual este cuprins între 10-50%, iar debitul minim în albie / debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% (la care se adaugă un debit suplimentar cu valoarea de 0,1 m³/s pentru valori ale debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% mai mari de 200 l/s sau în cazul în care Q_{95%} este mai mic de 200 l/s, se va considera 1.25 x Q_{95%} la care se va adăuga un debit suplimentar cu valoarea de 0,05 m³/s) este cuprins între 100-50%;

- în cazul evacuărilor din baraje (variațiile debitelor minime / maxime în albie) ce afectează biota, debitul minim în albie / debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% (la care se adaugă un debit suplimentar cu valoarea de 0,1 m³/s pentru valori ale debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% mai mari de 200 l/s sau în cazul în care Q_{95%} este mai mic de 200 l/s, se va considera 1,25 x Q_{95%} la care se va adăuga un debit suplimentar cu valoarea de 0,05 m³/s) este cuprins între 100-50% iar în cazul în care este afectată flora și stabilitatea albiei, gradientul creșterii / descreșterii nivelului apei (cm) / oră este cuprins între 50-100 %.

Un corp de apă este definit ca puternic modificat dacă:

- în cazul lucrărilor de barare transversale (baraje, praguri de fund), ce afectează biota migratoare și transportul sedimentelor, densitatea pragurilor (nr/km) este mai mare sau egală cu valoarea 3, iar înălțimea obstacolului este mai mare decât 50 cm;

- pentru lucrările efectuate de-a lungul râului (diguri, regularizări, amenajări piscicole, agricole, etc) lungimea digurilor (regularizare) / lungimea sectorului și suprafața afectată / suprafața luncii inundabile sunt mai mari de 70%;

- în cazul senalelor navigabile ce afectează biota și patul albiei, lățimea senalului navigabil sau lățimea albiei sunt mai mari de 70%;

- în ceea ce privește prizele de apă, restituțiile de la folosințe, derivațiile, ce afectează biota și stabilitatea albiei, debitul prelevat sau restituit / debitul mediu multianual este mai mare de 50 %, iar debitul minim în albie / debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% (la care se adaugă un debit suplimentar cu valoarea de 0,1 m³/s pentru valori ale debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% mai mari de 200 l/s sau în cazul în care Q_{95%} este mai mic de 200 l/s, se va considera 1,25 x Q_{95%} la care se va adăuga un debit suplimentar cu valoarea de 0,05 m³/s) este mai mic de 50%;

- în cazul evacuărilor din baraje (variațiile debitelor minime / maxime în albie) ce afectează biota, debitul minim în albie / debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% (la care se adaugă un debit suplimentar cu valoarea de 0,1 m³/s pentru valori ale debitul mediu lunar minim anual cu asigurarea de 95% mai mari de 200 l/s sau în cazul în care Q_{95%} este mai mic de 200 l/s, se va considera 1,25 x Q_{95%} la care se va adăuga un debit suplimentar cu valoarea de 0,05 m³/s) este mai mic de 50% iar în cazul în care este afectată flora și stabilitatea albiei, gradientul creșterii / descreșterii nivelului apei (cm) / oră este mai mare de 100 %.

În cazul corpurilor de apă puternic modificate și a celor artificiale, obiectivul este atingerea unui „potențial ecologic bun”, ceea ce presupune conservarea amenajării râului în condițiile în care el se află în prezent și îmbunătățirea calității și regimului apei.

În principal un corp de apă poate fi încadrat în categoria corpurilor de apă puternic modificate sau artificiale dacă pentru atingerea obiectivului de „stare bună” a apei ar trebui făcute modificări care ar avea consecințe negative din punct de vedere al dezvoltării socio-economice, sau dacă prin restaurarea corpurilor de apă artificiale și puternic modificate nu se pot atinge obiectivele propuse în condiții de mediu mai bune din motive tehnice sau din cauza costurilor foarte mari.

Prin urmare obiectivele Directivei Cadru a Apei și anume, atingerea unei „stări bune” a apelor pentru toate corpurile de apă în afară de cele încadrate în categoria celor puternic modificate sau artificiale, pentru care obiectivul este atingerea unui „potențial ecologic bun”, necesită un studiu tehnic corelat cu unul socio-economic. Măsurile propuse pentru realizarea obiectivelor Directivei Cadru a Apei pentru fiecare corp de apă trebuie să se bazeze pe o analiză economică completă bazată pe analiza cost-eficiență a fiecărui set de măsuri.

2.3.1. Corpurile de apă puternic modificate și corpurile de apă artificiale

Dacă pentru corpurile de apă naturale situația este oarecum mai simplă și abordarea mai directă, pentru corpurile de apă puternic modificate și cele artificiale situația se complică. Simpla desemnare a acestor corpuri de apă presupune analize mai detaliate. Cazul corpurilor de apă puternic modificate este cel mai complicat.

Pentru a ajunge la desemnarea provizorie a corpurilor de apă puternic modificate este necesară o analiză a presiunilor și impactului și apoi a riscului neatingerii stării bune. În cazul în care măsurile de atingere a stării bune ar duce la efecte adverse asupra mediului și economiei, standardele pentru obiectivele de mediu trebuie coborâte iar corpul de apă este desemnat final ca și corp de apă puternic modificat. În cazul în care starea bună poate fi atinsă fără a produce efecte adverse și fără a implica cheltuieli nejustificate, corpul de apă este desemnat ca unul natural.

Elementele de identificare a corpurilor de apă prin analiza presiunii și impactului și analiza riscului care au fost prezentate în sub-capitolele anterioare sunt prezentate concis și succint în continuare. O prezentare schematică a procesului de desemnare a corpurilor de apă puternic modificate și artificiale și a procesului de selectare a măsurilor de renaturare este cuprinsă în figura 2. 7.

Abordarea integrată este o componentă esențială a procesului. Totodată detaliul și corectitudinea bazei de date sunt elemente care definesc siguranța desemnării corpurilor de apă.

Primul pas în procesul de desemnarea corpurilor de apă puternic modificate sau artificiale îl reprezintă identificarea corpurilor de apă. Acesta este un proces iterativ care, după cum s-a prezentat în prima parte a prezentului capitol, poate suferi adaptări sau modificări în etape ulterioare ale procesului de desemnare. Corpurile de apă trebuie identificate pentru toate apele de suprafață, iar obiectivele de mediu vor fi apoi atribuite apelor la scara de detaliu dată de corpurile de apă.

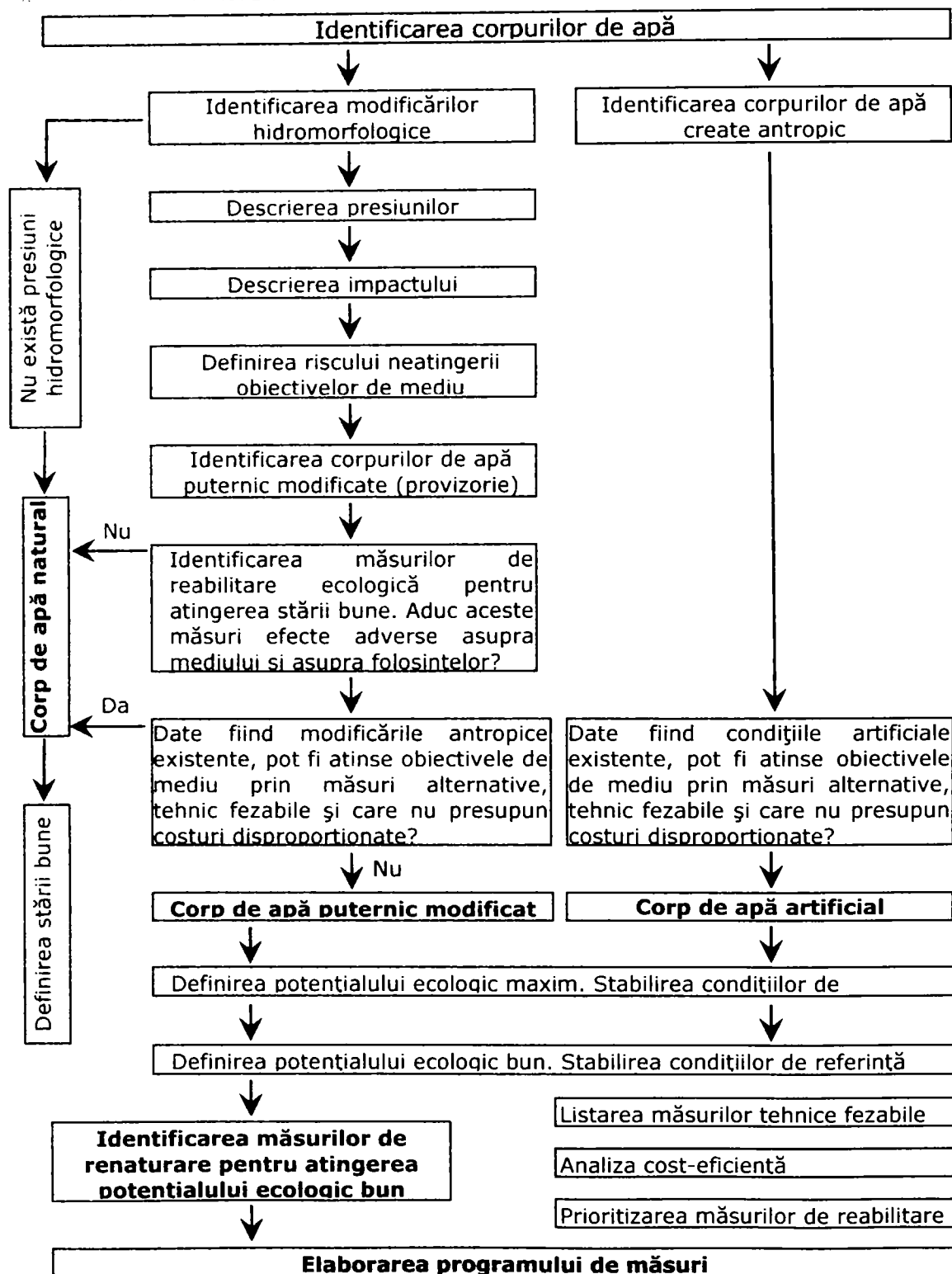


Fig. 2.7. Procesul de desemnare a corpurilor de apă puternic modificate și artificiale și a măsurilor de renaturare

O dată cu inventarierea informațiilor necesare identificării corpurilor de apă se pot face unele raționamente directe referitoare la aceste corpuri de apă. În primul rând pot fi identificate acele corpuri de apă care au fost create artificial, prin acțiuni antropice, dar totodată și cele asupra cărora nu se manifestă nici un fel de impact antropic. Acestea din urmă vor fi desemnate corpuri de apă naturale.

Lucrând în continuare la inventarierea presiunilor ce afectează un corp de apă se impune o analiză completă a acestora, care să cuprindă și analiza impactului. Respectând pașii prezentați anterior se ajunge la analiza riscului neatingerii stării bune a apelor. Abia acum putem vorbi despre o desemnare provizorie a corpurilor de apă puternic modificate.

În momentul în care s-a ajuns la desemnarea provizorie a corpurilor de apă puternic modificate se va trece la testele de desemnare finală a corpurilor de apă definite provizoriu ca puternic modificate sau candidate la puternic modificate, în conformitate cu Articolul 4(3)(a) și 4(3)(b) ale Directivei Cadru. Având în vedere că procesul de desemnare a corpurilor de apă puternic modificate și a celor artificiale este opțional, statele membre UE nu trebuie să efectueze testele de desemnare decât dacă le consideră necesare. În aceste cazuri, toate corpurile de apă vor fi tratate ca naturale, iar starea bună va fi obiectivul de atins pentru toate aceste corpuri de apă până în 2015.

În cazul în care se consideră că obiectivul pentru corpurile de apă naturale este prea ambițios, chiar imposibil de atins pentru toate corpurile de apă, se trece la testele de desemnare a tipului de corp de apă. În această etapă unele corpuri de apă definite ca naturale pot să treacă în categoria corpurilor de apă puternic modificate și vice-versa, în cazul în care unele obiective sunt considerate a fi prea jos față de posibilitățile reale de reabilitare, unele corpuri desemnate provizoriu ca puternic modificate, pot trece în categoria corpurilor de apă naturale.

În primul test de desemnare sunt analizate măsurile de renaturare pentru atingerea stării bune a apelor. Pentru reducerea cantității muncii și creșterea eficienței este indicată o grupare a corpurilor de apă, de exemplu pe grupe de presiuni. Această etapă are trei componente: identificarea măsurilor, analiza efectelor măsurilor asupra folosințelor de apă și analiza efectelor măsurilor asupra mediului.

În primul rând trebuie identificate măsurile de reabilitare care pot duce la atingerea stării bune. Acest proces este complicat de faptul că alterările existente sunt date de anumite tipuri de presiuni. Dacă se poate, se consideră eficient a se separa măsurile propuse pentru reabilitarea hidromorfologică, de măsurile menite să îmbunătățească starea fizico-chimică și de măsurile ce au impact direct asupra calității biologice. Deși diferite, toate aceste seturi de măsuri vizează, direct sau indirect, reabilitarea ecologică a corpurilor de apă.

Având în vedere că efectele și costurile măsurilor de reabilitare ce vizează direct condițiile fizico-chimice sau cele biologice sunt mult mai ușor de estimat, în această lucrare se va acorda o mai mare atenție măsurilor care duc la îmbunătățirea condițiilor hidromorfologice și analizei cost-eficiență pentru aceste măsuri.

Măsurile ce vizează alterările hidromorfologice, numite în continuare măsuri de renaturare sau de reabilitare ecologică, pot să varieze larg, de la măsuri ce au drept scop reducerea impactului presiunilor hidromorfologice (exemplu: construirea de scări de pești, redeschiderea meandrelor), la măsuri ce au drept scop îndepărtarea totală a presiunii (de exemplu: înlăturarea unei barări transversale). Măsurile se pot adresa direct alterării fizice prin schimbarea condițiilor hidromorfologice, sau direct condițiilor ecologice, prin crearea de habitate.

În acest pas trebuie evaluată și contribuția pe care implementarea unei măsuri o poate avea în scopul atingerii stării bune sau, dacă este cazul, pot fi dezvoltate pachete de măsuri de renaturare care să ducă la atingerea stării bune.

Măsurile trebuie să fie bine definite din punct de vedere tehnic și trebuie să includă estimarea efectelor. Costurile măsurilor vor fi analizate într-o etapă ulterioară.

Cea de-a doua componentă a primului test de desemnare presupune analiza efectelor pe care le pot avea asupra folosințelor de apă măsurile de renaturare care au fost identificate în ideea atingerii stării bune. Analiza se aplică doar corpurilor de apă care au alterări fizice corelate cu existența unei folosințe specifice. În unele cazuri în care alterarea persistă, dar folosința de apă nu mai există, se va trece direct la analiza efectelor măsurilor asupra mediului (folosințe istorice). Există însă și numeroase corpuri de apă unde deși o folosință nu mai există, ea a fost înlocuită cu o alta (schimbare de structură sau scop) și astfel trebuie dezvoltată o analiză a efectelor asupra prezentei folosințe (de exemplu: un lac artificial creat pentru alimentarea cu apă a unei comunități nu mai deservește scopul inițial, ci este acum o resursă recreațională).

Efectele care trebuie urmărite și evaluate sunt pierderile totale sau parțiale a unor servicii (exemplu: apărare împotriva inundațiilor, navigație, recreere) sau pierderi în producție (exemplu în hidroenergie sau agricultură). În analiză vor fi luate în considerare atât efectele economice, cât și efectele sociale.

Poate cea mai grea activitate a analizei efectelor asupra unei folosințe este stabilirea unei scale de evaluare a efectelor. Un efect este considerat semnificativ dacă influențează pe o perioadă lungă viabilitatea unei folosințe, reducându-i producția sau alți indicatori de performanță. Dacă efectele adverse asupra unei folosințe sunt considerate a fi semnificative, corpul de apă va intra în cel de-al doilea test de desemnare. Dacă efectele adverse asupra folosinței/folosințelor nu sunt semnificative trebuie verificat dacă măsura are efecte negative asupra mediului.

Ultima activitate a primului test de desemnare a corpurilor de apă puternic modificate presupune a se verifica dacă măsurile de renaturare alese pentru atingerea stării bune nu duc la apariția unor alte probleme de mediu. Prin problemele de mediu, se înțeleg pe lângă problemele ecologice și cele de peisaj, arheologice sau geomorfologice.

În general, un efect advers asupra mediului este clasificat ca semnificativ dacă daunele înregistrate odată cu implementarea măsurii sunt mai mari decât beneficiile.

Deși limitate, există și cazuri în care măsurile de renaturare au efecte negative asupra mediului. De aceea, în această etapă trebuie corelate cerințele Directivei Cadru referitoare la renaturare cu cerințele altor directive de mediu precum Directiva pentru Păsări sau Natura 2000. Măsurile de renaturare care aduc rezultate aflate în conflict cu aceste directive sunt considerate ca având efecte negative semnificative asupra mediului.

În cazurile în care se consideră că nu există efecte negative semnificative asupra mediului, corpul de apă desemnat provizoriu ca fiind puternic modificat sau candidat la puternic modificat este definit ca natural, iar măsurile de renaturare vor trebui implementate pentru atingerea stării bune, sau a unor obiective de mediu mai joase (în cazul în care se obțin derogări).

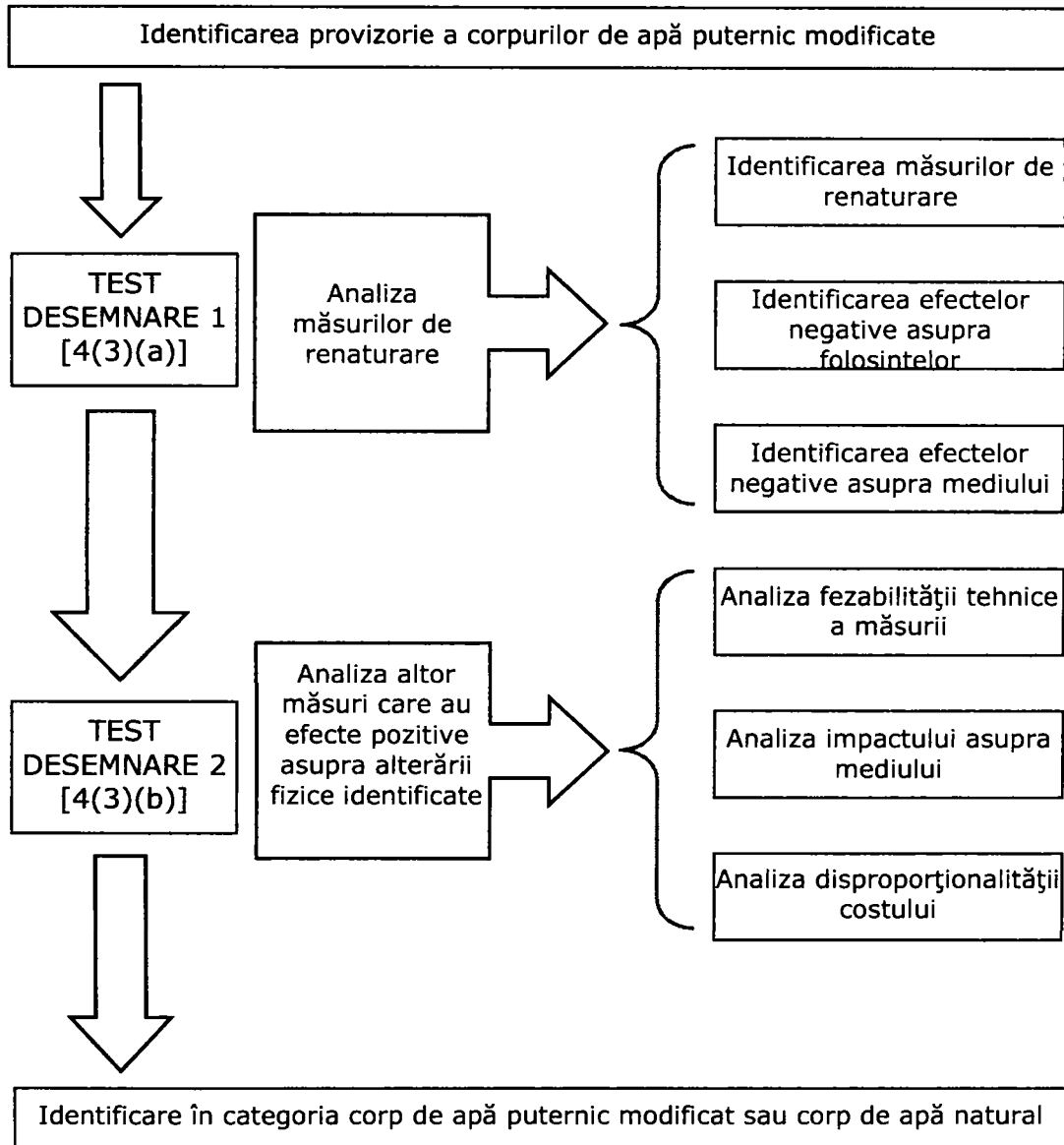


Figura 2.6. Elementele analizelor de desemnare a corpurilor de apă puternic modificate

Dacă se consideră că măsura de renaturare aduce efecte negative asupra mediului (sau asupra folosințelor de apă) se va trece la cel de-al doilea test de desemnare.

Cel de-al doilea test de desemnare se adresează atât corpurilor de apă puternic modificate, cât și celor artificiale. Acest test vizează analiza posibilității de atingere a obiectivelor de mediu pentru condițiile alterate prin aplicarea altor măsuri care sunt tehnic realizabile, au un efect mai bun asupra mediului și nu presupun costuri disproporționate.

Corpurile de apă pentru care se pot identifica alte mijloace de renaturare care să îndeplinescă cele trei criterii enumerate mai sus pentru obținerea stării bune nu pot fi desemnate ca puternic modificate.

Diferența între măsurile de renaturare și măsurile alternative este că măsurile de renaturare implică analizarea efectelor renaturării asupra folosințelor existente în procesul de atingere a stării bune, pe când celelalte măsuri iau în considerare mutarea sau înlăturarea totală a unor folosințe specifice.

Măsurile care sunt luate acum în considerare pot fi mutarea unei folosințe de pe un corp de apă pe un altul, acolo unde provoacă efecte ecologice adverse mai reduse (de exemplu mutarea unei hidrocentrale pe un alt corp de apă) sau înlocuirea unei folosințe cu o metodă alternativă (de exemplu înlocuirea hidroenergiei cu alte surse de energie care presupun costuri de mediu mai reduse).

Pentru evaluarea fezabilității tehnice a acestor măsuri trebuie luate în considerare aspectele teoretice, practice și tehnice ale implementării acestora. Considerațiile referitoare la costuri vor fi făcute ulterior. Important este găsirea mijloacelor alternative de atingere a stării bune și analizarea constrângerilor de ordin social. Totodată trebuie definit dacă aceste măsuri reprezintă o alternativă realizabilă cu rezultate ecologice mai bune și dacă ele nu provoacă la rândul lor alte probleme de mediu (inclusiv peisaj, situuri arheologice, geologice ș.a.).

Având în vedere că aceste măsuri pot viza pierderi economice trebuie analizată scara efectelor. Uneori analiza la scară locală nu oferă suficiente informații și atunci este necesară lărgirea ariei de studiu la nivel regional, de bazin hidrografic, național sau chiar internațional. De asemenea trebuie studiat impactul asupra resurselor de apă, aerului și solului. Aceste măsuri trebuie să fie în concordanță cu practicile aplicabile în domeniul de interes, astfel încât acest lucru să le asigure finanțarea și implementarea.

Măsurile alternative care sunt considerate tehnic fezabile și care reprezintă o alternativă de mediu mai bună devin apoi subiectul unei analize economice pentru a se estima dacă implementarea lor nu presupune costuri disproporționate. Analiza se va axa pe costuri financiare sau costuri economice, însă aspectele de mediu sau sociale pot face parte din analiza motivației costurilor. Există două metode de analiză a costurilor și anume compararea costurilor alternative și compararea costurilor și beneficiilor.

În primul caz, estimarea disproporționalității costurilor poate fi determinată prin evaluarea costurilor directe și indirecte ale măsurilor alternative. În acest caz se presupune că beneficiile de pe urma folosinței și a implementării măsurii alternative de renaturare ar fi la fel. Principalele componente ale analizei sunt pe de o parte costurile de întreținere și exploatare și costurile capitale ale înlăturării folosinței, iar pe de altă parte, costurile pentru fiecare alternativă de renaturare: costuri capitale, de întreținere și exploatare plus pierderile indirecte provenite din schimbări ale activităților economice.

În cel de-al doilea caz, costurile disproporționate pot fi identificate prin compararea costurilor și beneficiilor totale corelate situației prezente cu costurile și beneficiile totale în situația implementării măsurii alternative. Costurile de mediu și beneficiile provenite din atingerea unei stări ecologice mai bune trebuie să fie comparabile. Pentru a trece acest test nu este suficient să se demonstreze că beneficiile sunt mai mari decât costurile, diferența dintre acestea trebuie să fie evidentă.

Dacă starea bună a apelor în cazul corpurilor cu alterări fizice nu este asigurată prin implementarea măsurilor alternative, atunci corpul de apă este

desemnat ca puternic modificat (sau artificial). În caz contrar, corpul de apă corpul de apă va fi desemnat ca natural.

Testele de desemnare a corpurilor de apă puternic modificate sunt prezentate schematic în figura 2.8.

Pentru îmbunătățirea eficienței sistemului de desemnare a corpurilor de apă puternic modificate (sau artificiale) au fost elaborate patru metode de lucru complementare: metoda calitativă, metoda cantitativă, metoda informării corelate, metoda evaluării economice.

Metoda descriptivă sau metoda calitativă este aplicabilă acolo unde nu se consideră necesară o analiză detaliată sau unde impactul social sau cel de mediu nu poate fi cuantificat.

Metoda cantitativă implică o descriere simplă a instrumentelor cantitative pentru evaluarea impactului sau beneficiilor.

Metoda informării corelate constă în derivarea costurilor sau beneficiilor din cazuri de măsuri similare și în majoritatea cazurilor se exprimă în termeni ai analizei cost-eficiență.

Metoda evaluării economice include o serie de instrumente economice complexe precum costurile marginale și este utilizată pentru cazurile investițiilor majore.

Odată desemnate corpurile de apă puternic modificate, lor li se atribuie un obiectiv de mediu diferit față de cel solicitat corpurilor de apă naturale. În funcție de acesta se vor implementa măsuri de renaturare care să garanteze atingerea standardelor cerute.

2.4. Obiectivele de mediu ale corpurilor de apă

Obiectivul fixat de Directiva Cadru a Apei pentru corpurile de apă de suprafață este atingerea „stării ecologice bune a apelor” și a „stării chimice bune a apelor” până în anul 2015. Unele corpuri de apă ar putea să nu atingă această stare, iar motivele pot fi variate. După cum s-a arătat în acest capitol, Directiva Cadru permite identificarea corpurilor de apă puternic modificate și a corpurilor de apă artificiale, corpuri pentru care obiectivul de mediu este atingerea „potențialului ecologic bun” și a „stării chimice bune a apelor”, însă termenul de atingere a acestor obiective este tot anul 2015 pentru toate apele europene.

Din definițiile date de Directiva Cadru reiese că starea apelor de suprafață este expresia generală a stării unui corp de apă dată de categoria cea mai joasă de calitate ecologică și chimică (după *Directiva Cadru a Apei 60/2000/CEE, Art.2(17)*).

Starea ecologică este expresia structurii și funcționalității unui ecosistem acvatic asociat unei ape de suprafață (după *Directiva Cadru a Apei 60/2000/CEE, Art.2(21)*).

Potențialul ecologic bun este starea unui corp de apă puternic modificat sau artificial (după *Directiva Cadru a Apei 60/2000/CEE, Art.2(23)*).

Caracteristicile stării ecologice și chimice și a potențialului ecologic sunt detaliate în Anexa V a Directivei Cadru, unde în tabelul 1.1 sunt definite explicit elementele de calitate care trebuie luate în calcul pentru aprecierea stării ecologice sau a potențialului ecologic al apelor. În principiu lista elementelor calitative pentru fiecare categorie de apă de suprafață (râuri, lacuri, ape costiere și tranzitorii) este împărțită în 3 grupe: elemente biologice, elemente hidromorfologice și elemente chimice și fizico-chimice. Elementele chimice și fizico-chimice care sprijină elementele biologice sunt:

- caracteristicile generale de calitate fizico-chimică a apelor;
- poluanții sintetici specifici (descriși în Anexa X a Directivei);
- poluanți sintetici nespecifici, elemente care nu intră în categoria substanțelor prioritare.

Trebuie însă adăugat că, odată identificate și acceptate obiectivele de mediu pentru substanțele prioritare, acestea vor fi luate în considerare doar pentru caracterizarea stării chimice a apelor și nu ca elemente care sprijină caracterizarea stării ecologice a apelor.

Condiția de bază în determinarea stării ecologice a unui corp de apă este cunoașterea valorilor elementelor biologice de calitate. Indicatorii ecologici de calitate sunt: fitoplantonul, macrofitele și fitobentosul, fauna nevertebrată bentică și ihtiofauna. Pentru cunoașterea acestora trebuie implementat un monitoring biologic în secțiuni caracteristice stabilite în funcție de necesități.

Pentru a putea compara și clasifica rezultatele monitoringului biologic se consideră necesar ca valorile parametrilor biologici să fie exprimate în rații ale calității ecologice. Rația trebuie să fie exprimată ca o valoare numerică între 0 (cea mai proastă calitate) și 1 (cea mai bună calitate).

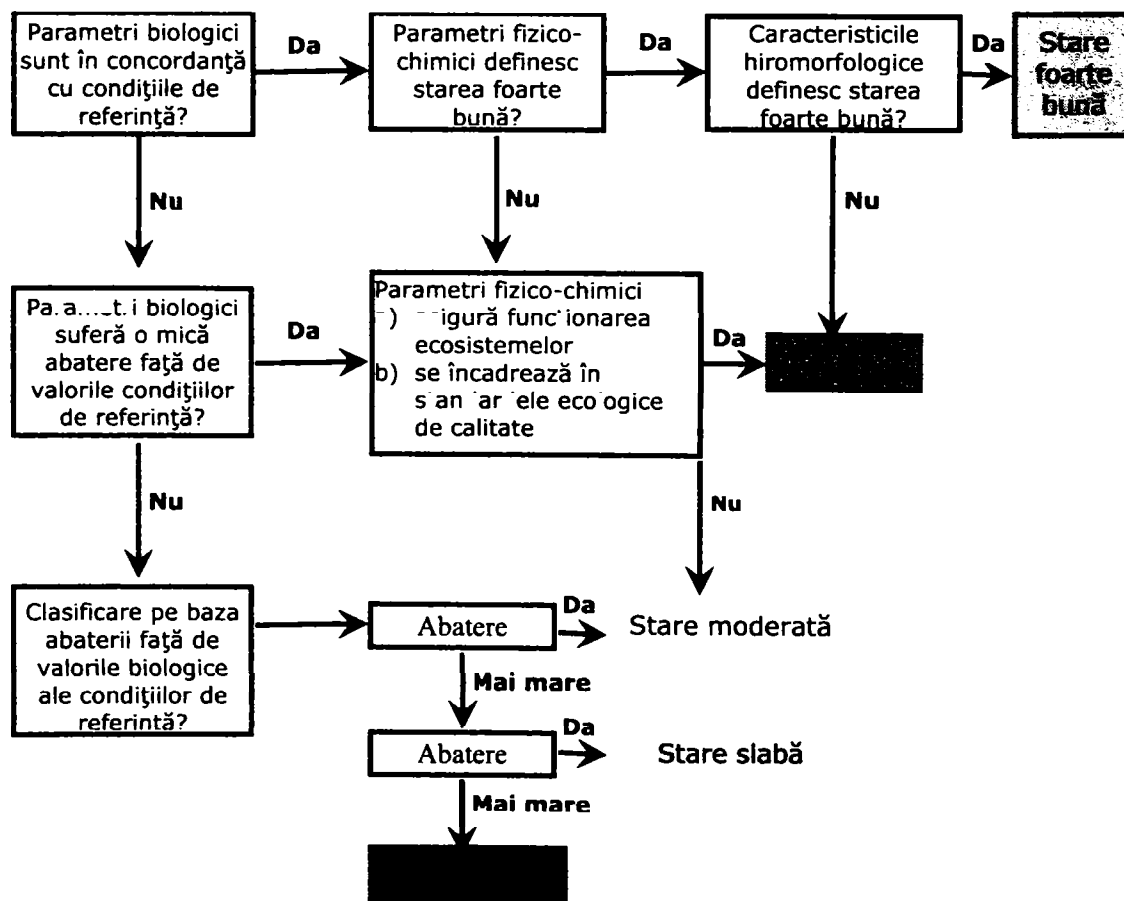


Figura 2.9. Relația parametrilor biologici, fizico-chimici și hidromorfologici în clasificarea stării ecologice (după WFD CIS Guidance, nr. 5, 10, 13, 2003, 2005)

Valorile elementelor hidromorfologice de calitate trebuie și ele luate în considerare atunci când estimăm obiectivele corpurilor de apă în termeni de stare ecologică foarte bună sau potențial ecologic maxim. Pentru celelalte clase de stare sau potențial ecologic se solicită ca elementele hidromorfologice să aibe caracteristici specifice astfel încât să poată fi atinse valorile specificate pentru elementele biologice în tabelele 1.2., 1.2.1. și 1.2.3. din Anexa V a Directivei Cadru a Apelor.

Valorile parametrilor fizico-chimici condiționează doar stabilirea stării apelor din următoarele clase de calitate: stare ecologică foarte bună sau bună și potențial ecologic maxim sau bun. Pentru celelalte clase pe stare sau potențial ecologic se consideră că elementele fizico-chimice sunt în concordanță cu parametri biologici și nu influențează clasificarea stării sau a potențialului unui corp de apă.

Astfel, pentru clasificarea fiecărui corp de apă în categoriile de stare sau potențial foarte bun/bun/moderat/slab sau prost, se consideră necesar monitoringul parametrilor biologici de calitate, pentru starea bună sau foarte bună și potențialul ecologic bun sau maxim se include și monitoringul parametrilor fizico-chimici, iar caracteristicile hidromorfologice se iau în considerare doar în cazurile definirii stării și potențialului ecologic maxim (fig. 2.9.).

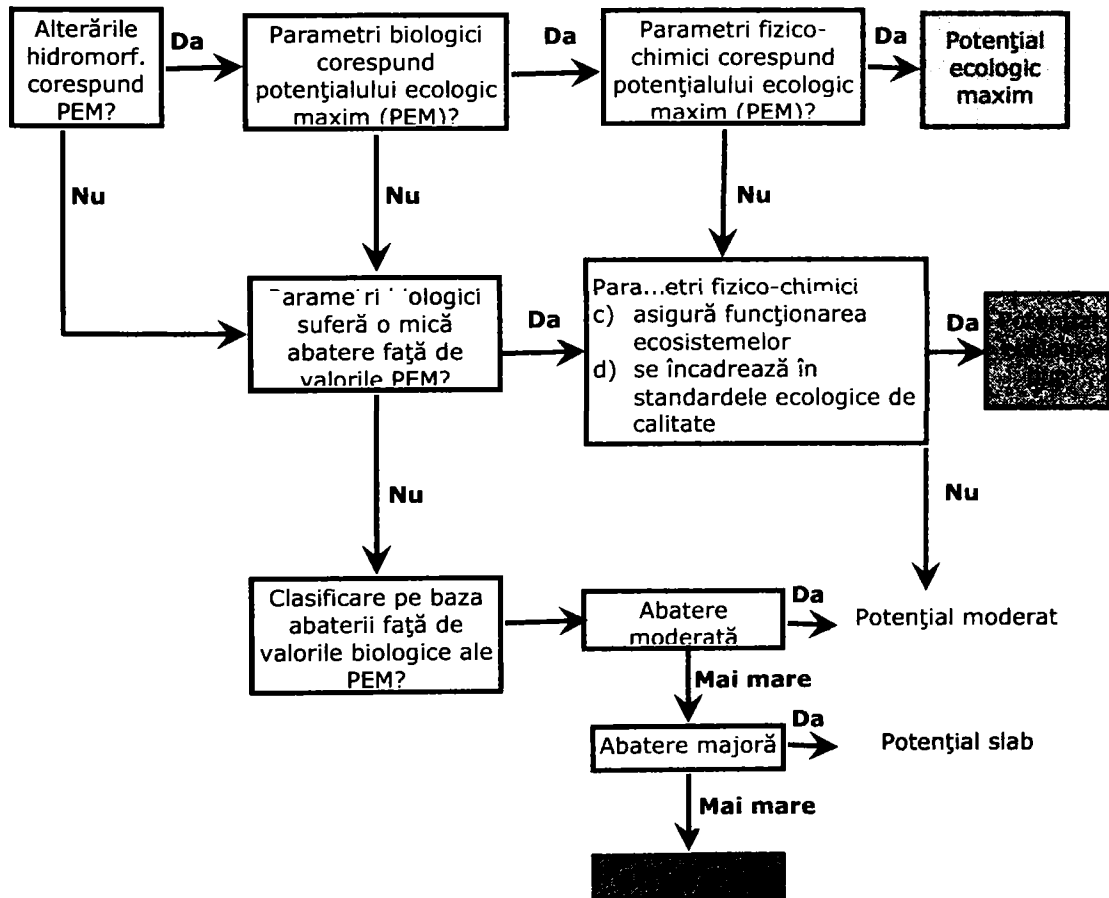


Figura 2.10. Relația parametrilor biologici, fizico-chimici și hidromorfologici în clasificarea potențialului ecologic (după WFD CIS Guidance, nr. 13, 2003)

Pentru corpurile de apă puternic modificate și artificiale relațiile de definire a potențialului ecologic urmează oarecum aceeași logică. Potențialul ecologic poate fi definit în cinci clase după cum se poate vedea în figura 2.10., sau poate fi definit în patru clase, primele două, potențial ecologic maxim și potențial ecologic bun putând fi combinate în clasa potențial ecologic foarte bun și bun.

Condițiile de referință pentru aceste corpuri de apă depind însă în cea mai mare măsură de alterările hidromorfologice.

Condițiile de referință reprezintă o stare în prezent sau în trecut, corespunzând condițiilor naturale sau cazurilor cu un foarte redus impact antropic provenit din industrie, urbanizare, agricultură. Condițiile de referință nu prezintă modificări, sau prezintă modificări minore ale caracteristicilor fizico-chimice, hidromorfologice și biologice.

O secțiune de referință se poate stabili doar dacă următoarele cerințe sunt îndeplinite:

- impactul poluanților este minim, compatibil cu cel din situațiile naturale;
- vegetația naturală adiacentă este adecvată tipului și localizării geografice a cursului de apă;
- nu există nici o afectare a biotei indigene (prin introducerea de specii de pești, crustacee, moluște și alte specii de plante și animale);
- pescuitul se desfășoară în limite care permit menținerea structurii, productivității, funcțiilor și diversității ecosistemului.

Potențialul ecologic maxim (PEM) ca și condiție de referință pentru corpurile de apă puternic modificate sau artificiale descrie cea mai apropiată situație de un ecosistem acvatic natural ce poate fi atinsă în condițiile în care caracteristicile hidromorfologice nu pot fi schimbate fără efecte adverse semnificative asupra folosințelor de apă sau mediului. În principiu efectele adverse semnificative au fost calculate pe baza pierderilor de terenuri ce pot avea alte folosințe și valoare economică ridicată, pierderilor în producție sau venituri etc. În general pierderi între 1 și 10% sunt considerate nesemnificative pe când pierderi peste 30% sunt considerate semnificative.

De asemenea, valorile biologice pentru definirea potențialului ecologic maxim trebuie să reflecte pe cât posibil condițiile biologice asociate tipului de corp de apă natural cel mai apropiat comparativ, date fiind alterările hidromorfologice și parametri fizico-chimici.

Pentru a clasifica starea sau potențialul ecologic, Directiva Cadru a Apelor propune ca valoarea cea mai joasă a rezultatelor monitoringului biologic și fizico-chimic la principalii parametri de calitate să dea clasa de calitate, starea sau potențialul apelor. Pentru aceasta a fost elaborată în Anexa V a Directivei Cadru lista elementelor de calitate biologice, hidromorfologice și fizico-chimice.

Figura 2.11. ilustrează relația dintre elementele biologice de calitate și parametri indicatori ai calității și utilizarea lor în clasificarea stării calitative a apelor. Exemplul din partea de sus a figurii ilustrează rezultatele pentru un parametru individual pentru un element de calitate ecologică a apelor precum fitobentosul, element ce are o sensibilitate mare față de numeroase presiuni (presiuni hidromorfologice, concentrația nutrienților etc.). Parametri pot fi combinați prin utilizarea mediei aritmetice sau o medie a funcției importanței lor și astfel rezultă starea elementului de calitate.

Cel de-al doilea exemplu din figura 2.11. prezintă procedeul de combinare a parametrilor pe baza estimării impactului presiunilor și utilizării unei metode multi-metriche. Acest procedeu folosește identificarea presiunilor care se manifestă asupra unui parametru particular al unui element de calitate biologică.

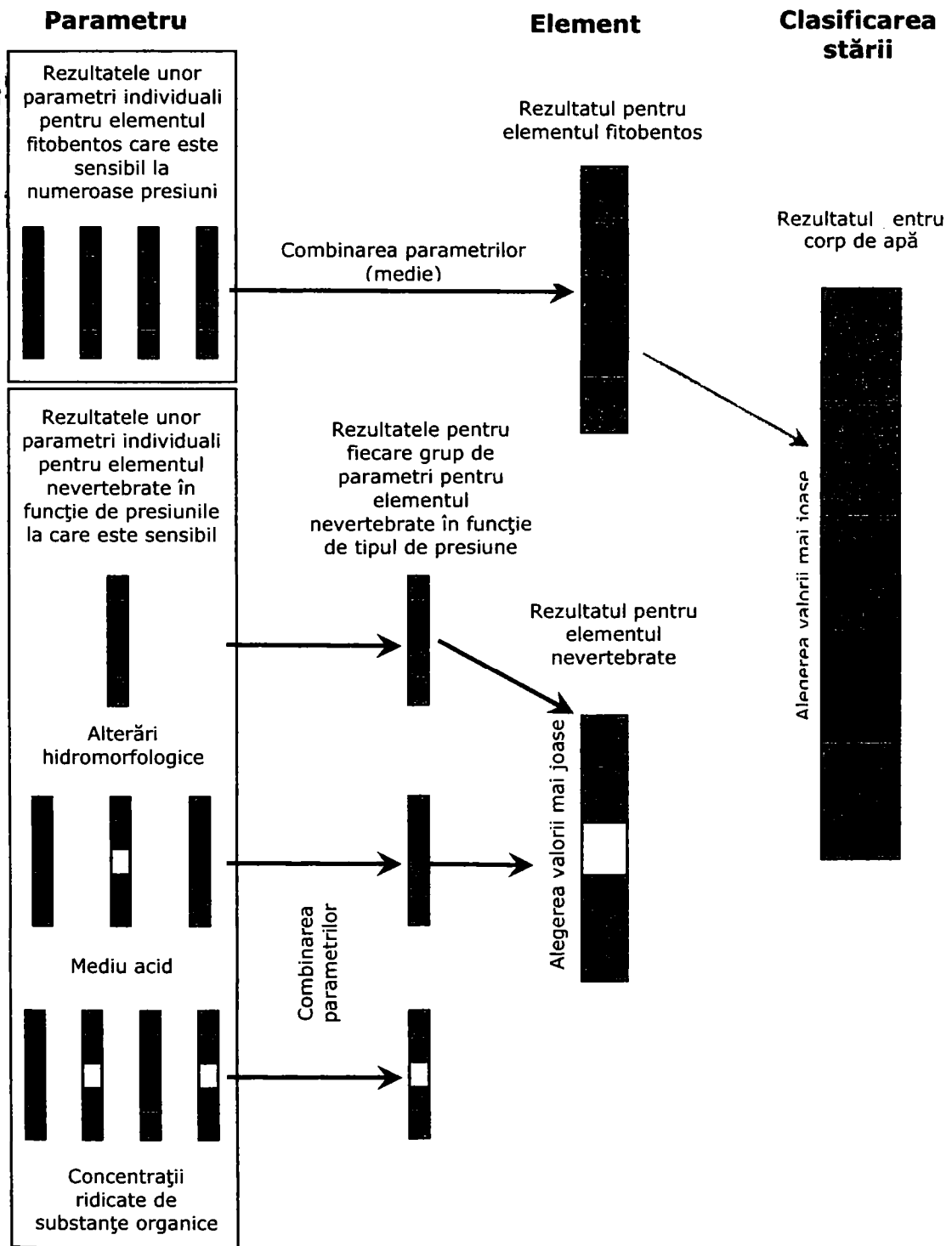


Figura 2.11. Exemplu de estimare prin combinare a calității parametrilor și alegere a valorii mai mici pentru elementele de calitate pentru clasificarea stării apelor (după WFD CIS Guidance, nr. 13)

În cazurile în care sunt identificați mai mulți parametri care răspund diferit la aceeași presiune, ei pot fi grupați prin combinare (medie aritmetică sau a funcției importanței lor) pentru a ușura estimarea impactului unui anumit tip de presiune asupra elementului de calitate în ansamblu. După ce grupele de parametri sunt identificate, câte una indicând un efect pentru fiecare tip de presiune, se va identifica starea calitativă a unui element prin alegerea valorii celei mai scăzute, care va corespunde grupului asupra căruia se manifestă cel mai puternic impact calitativ.

Utilizarea analizei presiune-impact și a metodei multi-metrice este însă de evitat în cazul în care parametri dintr-un grup răspund foarte diferit și la o gamă foarte largă de presiuni (vezi partea de sus a figurii 2.11.) sau există dubii privitoare la rezultatele estimării impactului asupra unui grup de parametri. În cazurile în care impactul nu poate fi estimat precis la nivel de grup de parametri se consideră mai potrivită aplicarea metodei combinării parametrilor prin evaluarea impactului unei presiuni individuale asupra unui parametru individual (după *WFD CIS Guidance Document Nr. 13, 2005*).

Definițiile date de Directiva Cadru descriu și condițiile elementelor de calitate fizico-chimice și a poluanților sintetici la starea sau potențialul ecologic bun. Totodată s-a căzut de acord ca substanțele prioritare nu vor fi luate în considerare în clasificarea stării sau potențialului ecologic ci doar a stării chimice a apelor. În cazurile în care, în urma monitoringului biologic s-au constatat efecte negative asupra indicatorilor biologici datorită poluării cu substanțe prioritare, aceste efecte vor fi luate în considerare.

Dacă rezultatele monitoringului biologic și condițiile fizico-chimice generale se înscriu în limitele prevăzute pentru starea/potențialul ecologic bun, starea sau potențialul corpului de apă va fi bun. Dacă unul sau mai mulți indicatori fizico-chimici sau poluanți specifici nu îndeplinesc condițiile prevăzute pentru starea/potențialul ecologic bun chiar dacă elementele biologice corespund condițiilor de referință, starea sau potențialul corpului de apă vor fi moderate.

Pentru a clasifica un corp de apă în categoria stării/potențialului ecologic bun au fost formulate unele proceduri de verificare (fig. 2.12.) Ele se aplică acolo unde se consideră a exista neconcordanțe între rezultatele monitoringului biologic și condițiile fizico-chimice. Aceste proceduri exclud posibilitatea existenței unor incertitudini datorate monitoringului biologic și se referă mai degrabă la tipologia abiotică. Procedura se aplică numai în cazurile în care există un număr suficient de mare și bine monitorizat de corpuri de apă unde aceste discrepanțe se observă, deoarece în cazul unui număr mic de secțiuni de monitorizare, discrepanțele vor fi confirmate și nu infirmate. Aceste inadecvențe pot fi cauzate de faptul că uneori, metodele biologice folosite în monitoring nu sunt sensibile la efectele antropice asupra condițiilor generale. Pe de altă parte, nu se iau în considerare situațiile nespecifice, date de alterări temporare datorate unor secete sau inundații prelungite. O dublă verificare, implicând și serii statistice de date, și o creștere a relevanței ecologice pentru evaluarea condițiilor fizico-chimice poate asigura o bună clasificare a stării/potențialului.

Cea mai bună soluție este stabilirea de clase sau valori care să definească mai precis condițiile fizico-chimice bune astfel încât acestea să asigure funcționarea ecosistemelor acvatice specifice tipului de corp de apă și atingerea stării/potențialului ecologic bun. Aceste limite ajută gospodării de ape inclusiv la limitarea poluării care influențează condițiile fizico-chimice generale și astfel atingerea stării bune sau a potențialului ecologic bun.

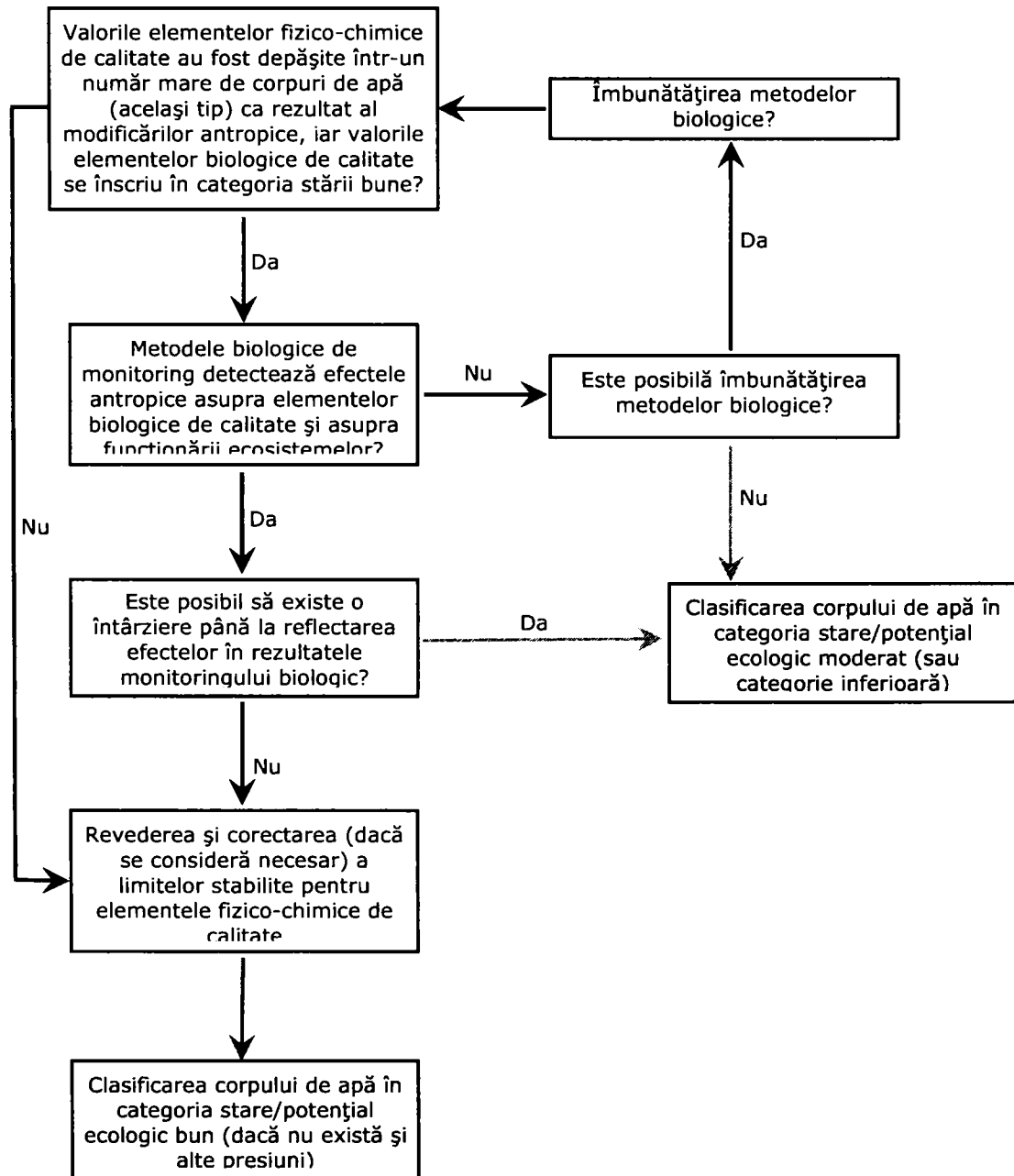


Fig. 2.12. Procedura de verificare a limitelor elementelor fizico-chimice de calitate

Un bun monitoring fizico-chimic completează monitoringul biologic, însă nu îl substituie. Înțelegerea relațiilor existente între parametri fizico-chimici și cei biologici ajută la o mai bună stabilire a stării apei. Paragrafele următoare explică

interdependențele existente între diferite elemente de calitate, astfel încât unui corp de apă să-i fie atribuite o anumită stare ecologică sau un anumit potențial ecologic.

Pentru corpurile de apă puternic modificate și pentru cele artificiale încadrarea într-o clasă de potențial ecologic începe cu verificarea elementelor hidromorfologice. Dacă acestea corespund cu condiția asimilată stării în care toate măsurile de renaturare posibile au fost luate, atunci corpul de apă se încadrează în categoria potențialului ecologic maxim. Măsurile de renaturare trebuie să corespundă și să fie compatibile cu folosințele existente pe corpul de apă, potențialul hidromorfologic depinzând de acestea. Reabilitarea trebuie să îmbunătățească condițiile ecologice pentru ecosistemele acvatice, în special pentru pești, prin respectarea căilor de migrare și oferirea de spații de depunere a icrelor și a spațiilor de hrană. Măsurile de renaturare trebuie însă să nu producă efecte adverse asupra folosințelor de apă, dar nici asupra mediului în general.

Deoarece condițiile hidromorfologice dictează condițiile biologice și fizico-chimice ale potențialului unui corp de apă, orice evaluare a potențialului trebuie să înceapă cu definirea caracteristicilor hidromorfologice, însă doar dacă valorile elementelor de calitate biologice, fizico-chimice și hidromorfologice se încadrează în clasa superioară, categoria de potențial care definește un corp de apă poate fi cea a potențialului ecologic maxim.

Dacă pentru corpurile de apă naturale valorile elementelor biologice de calitate la starea foarte bună corespund în totalitate celor întâlnite în condiții nemodificate, sau cu minore modificări, pentru corpurile de apă puternic modificate sau artificiale, acestea reflectă în cazul unui potențial ecologic maxim, condiții comparabile cu alte corpuri de apă similare, însă din același tip de curs de apă.

Aceeași este situația prevăzută și pentru definirea valorilor condițiilor fizico-geografice generale în cazul stării sau potențialului ecologic maxim. Există însă situații în care pentru corpurile de apă puternic modificate și cele artificiale, datorită anumitor alterări hidromorfologice, condițiile fizico-chimice generale pot diferi într-o mare măsură de cele întâlnite într-un alt corp de apă de același tip.

Referitor la poluanți, pentru categoria stare sau potențial ecologic maxim, concentrațiile lor trebuie să fie cât mai aproape de 0 sau cel puțin sub limita detectării. Concentrațiile pentru poluanții sintetici nespecifici trebuie să se încadreze în limitele asociate condițiilor nemodificate. Pentru poluanții sintetici specifici ghidul IMPRESS oferă informații cu privire la identificarea și limitele lor.

Pentru definirea stării bune a apelor sau a potențialului ecologic bun, valorile elementelor biologice de calitate trebuie să se încadreze într-o clasă care să prezinte modificări antropice cât mai mici față de valorile care caracterizează condițiile asociate unui corp de apă fără alterări.

Condițiile fizico-chimice generale ale unui corp de apă caracterizat de starea sau potențialul bun vor fi incluse în scara valorilor dată de asigurarea funcționării ecosistemelor specifice tipului de curs de apă și de atingerea valorilor specificate pentru elementele biologice de calitate relevante. În cazul în care aceste valori nu se înscriu în clasa sus-menționată este necesară aplicarea procedurii de verificare pentru a lămuri dacă limitele valorice sunt mai stricte sau mai permissive decât este necesar.

Pentru definirea stării bune și a potențialului ecologic bun, valorile elementelor hidromorfologice de calitate trebuie să fie în concordanță cu valorile prevăzute pentru atingerea calității cerute pentru elementele biologice de calitate.

Un corp de apă poate fi definit ca având o stare moderată sau un potențial moderat dacă valorile elementelor de calitate biologice sunt definite în urma exercițiului de intercalibrare ca diferind moderat față de cele caracteristice tipului

specific de curs de apă. Tot în această categorie de stare sau potențial se înscriu și corpurile de apă pentru care valorile elementelor biologice de calitate diferă moderat față de tipul specific, iar elementele fizico-chimice de calitate sunt inferioare celor din categoria de stare/potențial imediat superioară, dar și corpurile de apă pentru care valorile elementelor biologice sunt mai bune decât presupune clasa moderată, însă elementele fizico-chimice de calitate sunt mai slabe decât în starea/potențialul ecologic bun.

Dacă valorile elementelor biologice de calitate reflectă deviații majore față de valorile înregistrate în condiții nemodificate pe un corp de apă încadrat într-un tip similar, corpul de apă va fi caracterizat de o stare ecologică sau un potențial ecologic slab. În cazul stării sau potențialului ecologic slab, valorile elementelor fizico-chimice sau hidromorfologice pot afecta doar indirect decizia încadrării în această categorie de calitate.

Starea sau potențialul ecologic prost sunt evidențiate de valori ale elementelor biologice de calitate care reprezintă modificări severe față de valorile specifice tipului de apă similar nemodificat. Decizia dacă un corp de apă va fi sau nu încadrat în clasa stării proaste sau a potențialului ecologic prost este dictată de condițiile biologice și doar într-o mică măsură de influența condițiilor fizico-chimice sau hidromorfologice asupra calității biologice.

Obiectivele de mediu, așa cum sunt ele prevăzute în Directiva Cadru a Apelor (Articolul 4), urmăresc:

- atingerea stării ecologice și a stării chimice bune pentru toate corpurile de apă naturale;
- atingerea potențialului ecologic bun și a stării chimice bune pentru toate corpurile de apă puternic modificate și artificiale;
- atingerea stării bune a apelor subterane (stare chimică și cantitativă).

Obiectivele de mediu sunt particularizate pe categorii de ape și tipuri de corpuri de apă.

Tabelul următor prezintă aplicabilitatea obiectivelor ce au fost definite în acest capitol.

Tabelul 2.3. Aplicabilitatea obiectivelor de mediu pentru diferite corpuri de apă

	Corpuri de apă naturale	Corpuri de apă puternic modificate sau artificiale	Corpuri de apă subterană
Stare ecologică	+	-	-
Potențial ecologic	-	+	-
Stare chimică a apelor de suprafață	+	+	-
Stare chimică a apelor subterane	-	-	+
Stare cantitativă a apelor de subteran	-	-	+

Notă: „+”= aplicabil, „-”= fără aplicabilitate.

Articolul 4.1 definește obiectivele generale ale Directivei Cadru ce trebuie atinse până în anul 2015 și introduce principiul prevenirii deteriorării ulterioare a stării apei.

După cum a fost explicat în acest capitol, starea sau potențialul bun sunt definite de condiții biologice, chimice și morfologice asociate unui corp de apă fără (sau cu minime) presiuni antropice. Acestea condiții corespund „condițiilor de referință”. Aceste condiții de referință corespund fiecărui tip de curs de apă și iau în considerare diversitatea condițiilor ecologice regionale.

Pentru a ușura înțelegerea evaluării calității apelor putem spune că starea bună corespunde unei minore deviații de la condițiile de referință, starea moderată, unei modificări moderate și așa mai departe. Limitele dintre aceste stări sunt date de un exercițiu de intercalibrare.

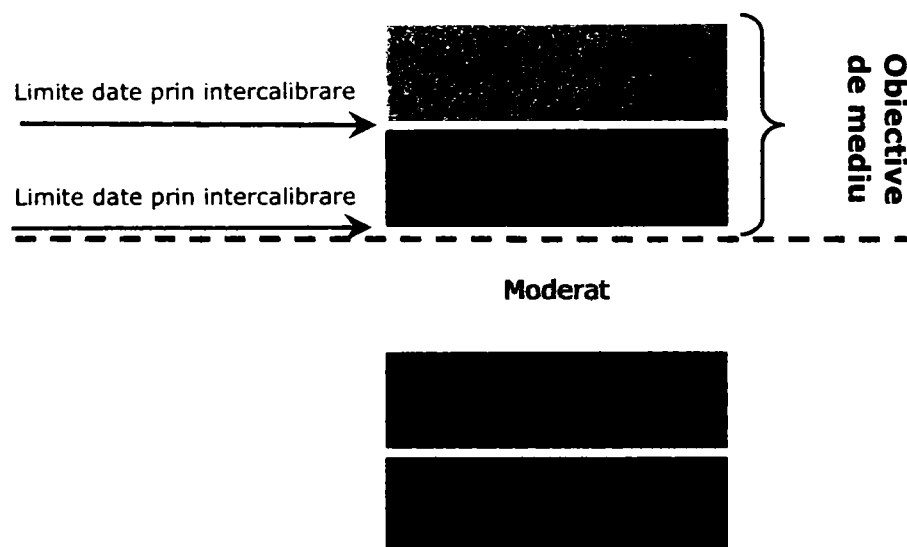


Fig. 2.13. Starea/potențialul apelor și obiectivele de mediu

Intercalibrarea reprezintă un proces complex care ia în considerare toate informațiile despre structura și funcționarea ecosistemelor acvatice și despre impactul activităților antropice asupra acestora. Primul pas în intercalibrare presupune alegerea corpurilor de apă reprezentative pentru definirea condițiilor de graniță între starea foarte bună și starea bună și între starea bună și starea moderată. Principalii indicatori de luat în calcul sunt tot cei biologici (de exemplu: compoziția și abundența florei acvatice sau compoziția, abundența și structura ihtiofaunei). Intercalibrarea nu presupune însă alegerea aceluiași indicatori biologici pentru fiecare stat membru UE, ci doar stabilirea de valori limită comune pentru încadrarea într-o clasă de calitate. Prin urmare intercalibrarea nu vizează armonizarea sistemelor de evaluare și a rezultatelor acestora.

În concluzie, după definirea limitelor valorice ale fiecărui indicator de calitate se va trece la evaluarea stării prezente a apelor. Pornind de la cunoașterea stării actuale se vor depune eforturi pentru atingerea stării sau a potențialului bun până în 2015 pentru toate apele europene.

O dată definite obiectivele de mediu și condiționările care impun clasificarea într-o categorie sau alta de stare sau potențial ecologic, se impune selectarea de măsuri care să ducă la atingerea acestor obiective respectând condițiile specifice fiecărui corp de apă în particular.

CAP. 3. TEHNICI DE RENATURARE A CORPURILOR DE APĂ PUTERNIC MODIFICATE

3.1. Cadrul științific al renaturării

Importanța protecției ecosistemelor rezultă în principal din câteva deziderate complexe:

- asigurarea condițiilor de mediu favorabile pentru om, în special prin resurse de calitate (apă, aer, sol, energie etc) precum și prin condiții sociale și estetice de calitate;
- conservarea geofondului de o importanță specială în condițiile perspectivelor ingineriei ecologice, ceea ce implică în primul rând salvarea de la dispariție a speciilor rare;
- conservarea resurselor vitale pentru om și natură -apă, aer, sol- care deși în mare parte sunt regenerabile, sunt degradabile local, adesea ireversibil.

Căile de protecție a ecosistemelor reprezintă conduite de urmat pentru toți cei ce realizează lucrări de orice categorie, și în particular construcții hidrotehnice care au inevitabil numeroase forme de impact asupra mediului natural iar pentru protecția ecosistemelor naturale trebuie respectate câteva reguli de principiu.

În primul rând vorbim de obținerea, prin măsurați adecvate a proiectării, executării, exploatării și abandonării lucrărilor, cu efecte negative minime convenabile sau acceptabile.

În al doilea rând este vorba de prevederea de măsuri compensatorii, complementare și colective care să amelioreze starea mediului natural, contrabalansând efectele nefavorabile inevitabile.

Căile de realizare practică a acestor reguli trebuie identificate în funcție de situație. Acestea ar putea consta în conservarea ecosistemelor și/sau transformarea lor, astfel încât opțiunea utilizării de către om a biosferei, a obținerii maximumului de profit suportabil de către biosferă, să mențină potențialul ei pentru a răspunde nevoilor și aspirațiilor generațiilor viitoare.

Cadrul de realizare al protecției durabile a ecosistemelor îl constituie ingineria ecologică a diferitelor domenii de activitate umană. Aceasta trebuie să îmbine într-o manieră indisolubilă preocupările și soluțiile ingineresti obținute, cu cele ale protecției mediului, pe baza unor considerente realiste și științifice a relației om - societate - natură într-o perspectivă temporală largă.

Cele mai practice mijloace de refacere accelerată a resurselor ecologice acvatice, țin de identificarea tehnicilor de intervenție care imită procesele naturale și care realizează o stare de stabilite fizică a amplasamentului (care poate include un regim de instabilitate fizică de tipul sistemelor fluviatile), de asemenea inițiază dezvoltarea solului și facilitează invazia vegetației naturale a amplasamentului.

Restabilirea unui nivel corespunzător al stabilității fizice implică promovarea măsurilor de evitare a eroziunilor sau sedimentărilor neconforme cu cele normal observate în spațiul înconjurător amplasamentului. După ce sunt îndeplinite măsurile de stabilitate fizică, se urmărește stabilirea vegetației native. Etapele amintite sunt

esențiale în restabilirea capacității ecosistemelor de a rezista perturbațiilor sau fluctuațiilor periodice din mediul fizic.

Dacă se acceptă ideea tratării cursurilor de apă ca un ecosistem, atunci se impune și o gestionare corespunzătoare a acestora. Abordarea ecosistemică este cea mai recentă dintr-o succesiune de moduri de gestionare a resurselor naturale.

Principiul abordării ecosistemice este bazat pe ideea că nici unul dintre sistemele implicate – societate, mediu sau sistemul economic – nu poate fi sacrificat, toate fiind esențiale.

Dintr-o sinteză bibliografică reiese că principalele argumente în favoarea gestionării ecosistemice a cursurilor de apă ar fi:

- motivația etică (datoria noastră față de generațiile viitoare);
- menținerea resurselor existente și a cadrului de viață;
- interes practic (calitatea apei, controlul viiturilor, controlul eroziunii, menținerea speciilor faunistice valoroase din punct de vedere ecologic etc.);
- valoare economică (pescuit, turism etc);
- valoare estetică, peisagistică și de spațiu recreativ, a cursurilor de apă;
- educația și cercetarea științifică.

Pentru a stabili când un set de măsuri constituie o abordare ecosistemică, a fost necesară dezvoltarea unor criterii de evaluare orientate pe o înțelegere integrată care au în vedere corelarea unor sisteme aparținând celor trei categorii de interese: social, economic și de mediu. Aceste măsuri se bazează pe acțiuni care sunt concomitent ecologice, anticipative și etice în raport cu cadrul natural.

Esența abordării ecosistemice este aceea că unește factorul uman cu ecosistemul din care face parte.

Obiectivele gestionării integrate a ecosistemelor acvatice pot fi grupate în jurul a trei idei esențiale.

În primul rând este vorba despre o trecere de la o gestionare a satisfacerii folosințelor, la o gestionare integrată a cererii și a resursei, la o scară corespunzătoare impactului intervenției antropice.

Gestionarea ecosistemelor acvatice trebuie să acopere o scară de probleme mult mai largă decât utilizarea pe criterii economice a unor resurse (apă, substrat litologic al albiei, specii floristice sau faunistice etc.), pe baza cunoșterii faptului că gestionarea rezonabilă a unui hidrosistem garantează acestuia reînnoirea și menținerea potențialului.

O abordare sistemică trebuie să se bazeze pe dezvoltarea unei analize cuprinzătoare, atât tehnice cât și ecologice și economice, care să fie parte a planului de măsuri (și în funcție de care să se prioritizeze măsurile), deoarece influența intervențiilor asupra ecosistemelor are de cele mai multe ori spații de propagare și efecte în timp mult superioare suprafeței afectate de lucrări sau perioadei de execuție a lucrărilor.

În timp s-au dezvoltat noțiuni care să definească mai exact conceptele descrise mai sus. În 1997 se pun bazele unei noi științe: ecohidrologia, care încadrează viziuni holistice și durabile (Zalewski, 2000). Hidroecologia sau ecohidrologia este știința care studiază interacțiunile duale între resursele de apă și ecosistemele conexe și care propune soluții integrate pentru rezolvarea problemelor de mediu induse de poluare, inundații sau secetă (după Kundzewich, Z.W., 2002).

În prezent această știință este încă în stadiu de dezvoltare. Explicația conceptelor utilizate sunt însă general acceptate de specialiștii din domeniul gospodăriei apelor, chiar dacă încă se folosesc termeni diferiți. Oricare ar fi numele cadrului tematic, ideea de bază acceptă faptul că ecologia și hidrologia se

influențează reciproc într-o foarte mare măsură și că gospodărirea durabilă și integrată a apelor nu se poate desfășura fără o bună cunoaștere a interacțiunilor dintre condiționările hidrologice și cele ecologice.

În concluzie, gestionarea integrată a ecosistemelor acvatice, are drept obiectiv fundamental, definirea regulilor de gestionare a ecosistemelor cursurilor de apă pe termen lung, integrând ansamblul restricțiilor legate de menținerea funcționalității ecologice a hidrosistemelor, cu asigurarea necesităților rezonabil definite de populație. Orice politică de gestionare se traduce prin orientări generale concretizate în acțiuni asupra mediului natural (amenajări hidrotehnice, lucrări de reabilitare ecologică etc.) sau acțiuni asupra cadrului socio-economic, extinse după necesități, de la scara unui corp de apă la scara unui bazin hidrografic.

În ultimul secol s-a înregistrat dispariția ireparabilă a numeroase specii de plante și animale. Agresivitatea unor acțiuni antropice modifică echilibrele ecologice și amenință semnificativ viața salbatică. Fiecare măsură luată de om în decursul timpului a avut efecte atât pozitive cât și negative asupra ecosistemelor naturale. Referindu-ne la ecosistemele acvatice putem spune că majoritatea măsurilor structurale care au avut drept scop în principal protecția împotriva inundațiilor, alimentarea cu apă a populației sau producerea de energie electrică s-au soldat cu apariția unor efecte negative în evoluția ecosistemelor acvatice.

Omului îi revine principala răspundere în administrarea și conservarea patrimoniului constituit din flora și fauna salbatică, prin măsuri de protecție a habitatelor naturale împotriva oricăror perturbări.

Rezultatele acțiunilor antropice fiind uneori destul de greu de corectat, s-a impus identificarea și anihilarea cauzei pentru înlăturarea efectelor. Reconstituirea vieții sălbatice fiind deosebit de dificilă, a fost necesară elaborarea în acest domeniu a unor norme juridice internaționale cu caracter preventiv.

Renaturarea corpurilor de apă presupune aducerea corpurilor de apă puternic afectate antropic la o stare cât mai aproape de cea naturală. După identificarea corpurilor de apă în conformitate cu Directiva Cadru 60/2000/CEE se impune implementarea unui set complex de măsuri structurale și/sau nonstructurale asupra corpurilor de apă ce au fost identificate ca fiind puternic modificate, măsuri ce au în vedere îmbunătățirea stării ecologice a acestora.

Renaturarea corpurilor de apă puternic modificate este un concept relativ nou impus de către „strategiile de dezvoltare durabilă”, care a fost rapid asimilat și transpus în cerințele directivelor europene de resort.

În practică se utilizează numeroși termeni pentru a denumi procesul care este dezvoltat în prezenta lucrare. Cei mai uzuali termeni sunt renaturarea, reabilitarea sau reconstrucția ecologică cursurilor de apă.

Renaturarea sau reabilitarea ecologică este considerată de mulți specialiști ca reprezentând testul definitiv al aplicării științei ecologice în viața de zi cu zi; ca un sistem autonom bazat pe reproducere și succesiune naturală; precum și ca o reconstituire a serviciilor ecosistemului, atât funcționale cât și de structură, și nu neapărat a unor specii anume.

Orice curs de apă trebuie considerat mai mult decât un subiect al hidraulicii curgerilor cu suprafață lină. Împreună cu albia sa majoră, cursul de apă reprezintă un ecosistem deosebit de complex, care asigură habitat pentru o floră și faună specifică deosebit de bogată.

Dacă cea mai apreciată funcție a ecosistemelor cursurilor de apă este contribuția acestora la întreținerea biodiversității, rolul specific al albiei majore este de a mări productivitatea piscicolă și de a asigura refugii pentru fauna acvatică în timpul viiturilor sau al poluărilor accidentale.

Dupa diminuarea sau îndepărtarea stresului ecologic exercitat asupra cursului de apă, populațiile din spațiul albiei majore devin pentru râu surse de colonizare cu specii aparținând florei și faunei specifice zonei respective.

Albiile majore ale cursurilor de apă îndeplinesc funcții hidrologice (atenuarea undelor de viitură, stabilizarea malurilor, reîncărcarea pânzei freatice etc) și contribuie la îmbunătățirea calității apei prin reținerea sedimentelor și absorbția nutrienților. Zonele umede sau zonele tampon constituite de regulă în albiile majore ale cursurilor de apă, îndeplinesc funcții economice, recreaționale și educaționale.

Ecosistemele cursurilor de apă sunt deseori sever alterate sau chiar desființate, în principal de către factorul antropic, dar și din cauze naturale.

Acolo unde pe parcursul ultimului secol, marile râuri au fost îndiguite, eroziunea laterală a fost stopată. Efectele acestor lucrări nu se opresc însă aici. Prin reducerea suprafeței alocate cursului de râu au fost limitate multe dintre funcționalitățile lui. Pe lângă faptul că unele habitate au fost distruse sau au dispărut, există tot mai multe cazuri în care nu se realizează nici situațiile scontate prin lucrările proiectate. Datorită apropierii digurilor de cursul de apă, efectul de dezastru a viiturilor poate provoca pagube grave atunci când nivelul apelor depășește cota proiectată a digurilor.

Dacă dinamica fluvială nu mai poate crea noi ecosisteme, zonele riverane, vor prezenta procese succesive, ce duc mai întâi spre eutrofizare și apoi spre terestrializare, care presupune schimbarea ecosistemelor zonei umede în ecosisteme terestre, din cauza creșterii cotelor fundului prin acumulări de materii organice sau aluviuni și scăderea nivelului apei.

Ca urmare, lipsa unei regenerări, prin dinamica fluviatilă, duce la dispariția ecosistemelor acvatice și zone umede, importante în îndeplinirea funcțiilor bazinelor hidrografice.

Ecosistemele cursurilor de apă prezintă o dinamică naturală specifică generată în principal de permanenta repetitivitate a trei procese succesive:

- stres ecologic natural sau antropic;
- răspuns-impact ecologic;
- refacere naturală.

Marea varietate a lucrărilor se execută, de obicei, cu ocazia amenajărilor hidrotehnice a unui sector oarecare al unui curs de apă, varietate coroborată cu diversitatea extremă a reacțiilor specifice ecosistemelor și face ca evaluarea impactului acestor lucrări asupra mediului înconjurător să fie dificilă.

Evaluarea corectă a impactului lucrărilor hidrotehnice, executate pe cursurile de apă, impune o abordare ecosistemică bazinală pe termen lung.

Aceasta abordare presupune, printre altele, corelarea componentelor mediului fizic cu consecințele lor biologice. Datele existente care ar permite stabilirea acestor relații sunt puține iar obținerea lor este anevoioasă ca durată și fonduri necesare.

În consecință, o reorganizare a modului de abordare a evaluării impactului, este absolut necesară. Aceasta înseamnă că diversele tipuri de intervenție sunt corelate cu diverse caracteristici hidrologice ale cursurilor de apă, caracteristici determinante în ceea ce privește importanța impactului.

Eforturile de refacere a corpurilor de apă puternic modificate prin intervenții antropice sunt îngreunate de importanța modificărilor aduse regimurilor hidrologice, aluvionare și stării ecologice. Această situație face imposibilă revenirea corpurilor de apă puternic modificate la starea lor naturală inițială, fără desființarea masivă a amenajărilor existente.

Această acțiune este deseori inacceptabilă deoarece funcțiile ecologice trebuie să fie coroborate cu interesele umane, cum ar fi apărarea împotriva inundațiilor, agricultura, navigația, alimentarea cu apă a localităților, etc. Peste tot în lume există un număr substanțial de ecosisteme acvatice care au fost supuse unor profunde alterări, desertificări, erodări sau contaminări care pun în prezent serioase probleme de mediu.

Apele reprezintă ecosisteme complexe care cuprind pe lângă resursa de bază, apa, alte resurse precum: pământul, plantele și animalele. Toate aceste resurse au o serie de funcții ecologice precum controlul scurgerii, înmagazinarea apei, filtrarea sedimentelor și a nutrienților și oferirea de habitat pentru specii de plante sau animale acvatice sau terestre. În urma unor acțiuni antropice răspunsul râului se manifestă în modificarea acestor funcțiuni. Astfel, schimbările ecosistemului acvatic vor avea efecte asupra proceselor fizice, chimice și biologice caracteristice corpului de apă.

Începând cu sfârșitul secolului trecut, au fost identificate măsuri și s-au dezvoltat și implementat planuri de acțiune pentru rezolvarea acestei situații.

Termenii folosiți de gospodării de ape din lume sunt variați și pot avea conotații diferite într-o mai mică sau mai mare măsură: renaturarea, reabilitarea, reecologizarea sau reconstrucția ecologică.

Renaturarea este un termen ce definește restabilirea structurii și funcționalității unui ecosistem. Renaturarea este procesul prin care un ecosistem revine cât mai aproape de starea naturală, dinaintea de instalarea unei alterări. Având în vedere că nu este posibil să renaturăm complet un ecosistem, obiectivele sunt de restabilire a funcționalității, stării și dinamicii durabile, motiv pentru care considerăm renaturarea ca fiind sinonimă cu reabilitarea ecologică, după cum se va vedea în paragraful următor.

Reabilitarea desemnează demersul prin care se stabilesc sau restabilesc condiții ecologice cât mai aproape de unele naturale, dependent sau independent de starea inițială, astfel încât un corp de apă să fie cât mai aproape de echilibrul dinamic, iar starea atinsă să poată fi susținută durabil de corpul de apă fără intervenții antropice ulterioare.

Reconstrucția ecologică implică activități ce pot schimba capacitățile fizice, chimice și biologice ale unui ecosistem cu scopul oferirii de habitate unor specii, în special în urma conversiei utilizării terenurilor sau a resurselor de apă.

Dacă în cazul renaturării sau reabilitării ecologice vorbim de un proces mult mai amplu de restaurare a unei stări durabile a resursei de apă și habitatelor, în cazul reecologizării sau reconstrucției ecologice este vorba de implementarea unui set mai limitat de măsuri pentru oferirea unor condiții mai bune speciilor existente, însă în condiții hidromorfologice care în majoritatea cazurilor nu suportă modificări, sau dacă suportă, acestea nu sunt majore.

În decursul ultimilor zeci de ani, noțiunea de renaturare sau reabilitare a cursurilor de apă a căpătat diferite conotații, fiindu-i asociate standarde și tehnici aflate în continuă evoluție.

Reabilitarea ecosistemelor presupune atât restaurarea cât și dezvoltarea zonelor afectate. În multe cazuri restaurarea și dezvoltarea ar putea decurge simultan.

Abordarea sistemică integrată a problemelor pe care le pune reconstrucția ecologică a râurilor este o condiție sinequanon a unor speranțe de reușită în demersul de ameliorare a stării ecosistemelor acvatice, iar sistemul analizat trebuie să cuprindă alături de mediul natural, în mod inseparabil, și mediul antropic. Separarea dintre cele două medii este artificială și contraproductivă în abordarea

problemelor, deoarece conduce la polemici între ecologi și ingineri. Abordarea fragmentată nu reprezintă o soluție fiabilă. Numai prin acțiuni corelate pot fi atinse rezultate coerente.

Trebuie menționat că în cazul corpurilor de apă naturale nu trebuie aplicate metode active de renaturare pentru că se va obține o îmbunătățire artificială. Pe de altă parte, în cazul corpurilor de apă puternic modificate nu trebuie să acționăm întotdeauna asupra resursei de apă. În cazurile în care degradarea este dată de o sursă externă, cea mai bună soluție ar putea fi anihilarea sursei și oferirea unei șanse râului să-și recapete condițiile naturale. Există însă cazuri în care reabilitarea stării apelor poate dura o perioadă de timp prea lungă și atunci conceptul de a lăsa râul să se reabiliteze singur este greu de acceptat sau inacceptabil pentru gospodarii de ape.

3.2. Obiectivele renaturării

Identificarea de soluții bio-ingineresti de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate și prioritizarea acestor soluții din punctul de vedere al eficienței lor economice, însă și sub aspectul atingerii obiectivelor de mediu constituie o metodă de îmbunătățire a calității apei și implementarea acestei metode reprezintă un mijloc de realizare a obiectivului fixat prin intermediul Directivei Cadru în domeniul apelor 60/2000/CE pentru corpurile de apă puternic modificate.

Noutatea principiului pentru România, pentru domeniul managementului resurselor de apă impune un studiu complex cu exemple și modele din țări membre UE. De buna înțelegere și aplicare a soluțiilor de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate ține însăși realizarea unuia dintre obiectivele centrale ale Directivei Cadru 60/2000/CE și anume atingerea potențialului ecologic maxim pentru corpurile de apă puternic modificate. Pentru a atinge obiectivul final, sunt necesari de efectuat mai mulți pași ce trebuie studiați separat: identificarea soluțiilor de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate; stabilirea unui plan de acțiune; identificarea costurilor aferente implementării fiecărei soluții găsite prin utilizarea instrumentelor economice, în special prin analiza cost-eficiență. Prin urmare, stabilirea priorităților măsurilor de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate prin analiza cost-eficiență este prima etapă necesară în procesul de implementare a soluțiilor de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate.

În conformitate cu Directiva Cadru în domeniul apei 60/2000/CE până în prezent au fost identificate corpurile de apă, urmând ca după o analiză individuală ele să fie desemnate ca și corpuri de apă naturale sau corpuri de apă puternic modificate. Cunoscând corpurile de apă puternic modificate se impune dezvoltarea unui plan de măsuri pentru realizarea obiectivului fixat pentru aceste corpuri de apă, și anume, atingerea potențialului ecologic maxim.

Una dintre metodele de atingere a obiectivului impus de Directiva Cadru este renaturarea corpurilor de apă puternic modificate. Datorită costurilor mari pe care le implică aceste măsuri este imperios necesară o analiză cost-eficiență care să stabilească prioritățile implementării acestor măsuri în vederea obținerii unor efecte maxime cu eforturi financiare suportabile.

Conceptul de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate impune un studiu laborios și de durată datorită noutății subiectului la nivel național, insuficienței informației referitoare la acest obiectiv al directivei cadru și posibilelor probleme ce se pot ivi în urma implicării în planurile de măsuri a unor utilizatori de apă ce vor fi afectați de punerea în aplicare a acestor planuri.

Renaturarea sau reabilitarea ecologică a cursurilor de apă își propune conservarea ecosistemelor sănătoase și a valorilor biologice a căror stare actuală este convenabilă și la care intervențiile antropice trebuie drastic limitate sau eliminate și totodată conservarea ecosistemelor parțial antropizate cu caracteristici acceptabile și ameliorabile, în vederea păstrării structurii și caracteristicilor esențiale actuale. Pentru ecosistemele ale căror caracteristici primare au fost puternic alterate sau ireversibil modificate (până la distrugere) și pentru care problema este aceea de a crea condiții pentru dezvoltarea unui nou ecosistem echilibrat și favorabil din punct de vedere al complexului de criterii acceptate, obiectivul fixat este de transformare și aducere la o stare cât mai apropiată de cea naturală.

Primele eforturi de renaturare s-au concentrat pe reamenajarea terenurilor, prin trecerea lor dintr-o stare perturbată, într-o stare bazată pe vegetația originală existentă anterior intervenției antropice. Selecția stării anterioare intervenției antropice ca obiectiv al reabilitării ecologice a fost bazată pe noțiunea de echilibru natural, care implică ideea că în absența perturbației sau a stresului ecologic, biocenoza tinde spre un unic și persistent echilibru cu clima și condițiile locale.

Renaturarea sau reabilitarea ecologică este considerată de mulți specialiști ca fiind un exercițiu antropic de combatere a efectelor antropice, scopul reabilitării ecologice fiind de a furniza societății beneficii durabile, produse de un ecosistem care este reabilitat mult mai rapid decât ar fi fost posibil printr-un proces natural de refacere.

Majoritatea obiectivelor renaturării cursurilor de apă au la baza ideea întoarcerii la o stare anterioară intervenției antropice, dar teoria ecologică mai recunoaște și tranziții ireversibile induse de perturbații și de componente aleatorii ale proceselor de succesiune ecologică.

În concluzie, un ecosistem reabilitat nu trebuie să fie identic cu un ecosistem neperturbat, nu trebuie să conțină neapărat aceleași specii dominante, aceeași diversitate a speciilor, aceeași productivitate sau aceleași ritmuri de reciclare a nutrienților. Totuși, pentru ca sistemul să fie viabil și autonom, trebuie reabilitate mai întâi capacitățile sale funcționale.

Reabilitarea poate să vizeze renaturarea unei singure specii, axându-se astfel pe cerințele de habitat ale speciei în diferite stadii de dezvoltare. Pentru aceasta se analizează ecosistemul acvatic pentru a se remedia sau reabilita alterările care influențează calitatea unui habitat. În acest caz vorbim de măsuri specifice de reabilitare a unor habitate. Pe de altă parte reabilitarea poate să vizeze renaturarea ecosistemului ce are drept obiective gospodărirea funcțiilor chimice, hidrologice și geomorfologice ale resursei de apă. Această abordare se bazează pe prezumția că anumite habitate vor atinge un nivel specific și durabil de dezvoltare dacă funcțiile corpului de apă sunt adecvate. Această metodă se poate dezvolta numai pe seama cunoașterii interdependenței complexe între funcțiile ecologice și restul funcțiilor de mediu.

Stabilirea obiectivelor renaturării este esențială pentru ghidarea elaborării programului de măsuri de renaturare și a implementării efective a măsurilor. Uneori deși se pot aplica măsuri active de reabilitare se consideră o alternativă fezabilă „măsurile pasive” sau „acțiunile pasive” care se bazează pe propria capacitate de renaturare a unui corp de apă și care din punct de vedere ecologic pot fi preferate. Selecția depinde de obiectivele fixate și de termenul de obținere a rezultatelor.

Scopul și obiectivele renaturării trebuie să țină seama pe lângă considerentele tehnice și ecologice și de valorile politice, economice, sociale și culturale. Definirea obiectivelor trebuie să înceapă cu o evaluare a condiției dorite în conformitate cu obiectivele de mediu prevăzute într-un cadru foarte larg de

Directiva Cadru. Următorul pas presupune stabilirea scării de lucru care, așa cum s-a arătat, în contextul european, este reprezentată de corpul de apă.

Restaurarea unor funcții ecologice multiple poate implica acțiuni asupra albiei minore, albiei majore și chiar a teraselor sau versanților adiacenți sau a altor zone limitrofe care pot influența direct sau indirect corpul de apă.

Odată stabilit un consens cu privire la starea dorită și la arealul de luat în calcul, atenția se va îndrepta spre identificarea constrângerilor și limitărilor de acțiune. Această etapă este foarte importantă deoarece oferă informații necesare în procesul de integrare a valorilor tehnice, ecologice, economice, sociale și politice.

Constrângerile tehnice se referă la disponibilitatea datelor și a tehnicilor de renaturare. Succesul definirii unor obiective realiste de renaturare depinde de folosirea corectă și eficientă a informațiilor existente, îmbogățirea bazei de date cu noi informații precise și corecte, interpretarea corectă a bazei de date și nu în ultimul rând de înțelegerea modului de implementare a tehnicilor și tehnologiilor de renaturare.

Constrângerile non-tehnice sunt date de condiționările de ordin financiar, politic, instituțional, legal, social și cultural, dar și de cele legate de posibilele conflicte referitoare la folosința prezentă și viitoare a apei sau zonei riverane. Oricare din aceste condiționări poate altera, amâna sau chiar stopa eforturile de renaturare.

Definirea concretă a obiectivelor, planificarea, proiectarea și implementarea acțiunilor de renaturare trebuie să respecte un anumit buget stabilit. Există cazuri în care fondurile sunt insuficiente pentru lucrările propuse. În general această problemă poate apărea acolo unde lucrările de renaturare sunt complexe, extinse și de durată.

O problemă de ordin financiar dar și instituțional rezultă datorită faptului că în general măsurile de renaturare implică instituții publice dar și private, iar modalitățile diferite de organizare și birocrăția pot întârzia implementarea acțiunilor și astfel pot duce la creșterea costului. De aceea este foarte important ca aceste posibile probleme să fie luate în seamă pentru a putea reduce efectele negative.

Alte constrângeri importante sunt reprezentate de seturile de avize și autorizații sau alte instrumente de reglementare. În funcție de scara măsurilor, constrângerile legale pot varia de la cele locale și regionale, la cele naționale sau internaționale.

Utilizarea apei sau a terenului poate reprezenta o problemă serioasă ce necesită o abordare integrată și chiar o educare a stakeholderilor și a publicului larg cu privire la inițiativa de renaturare și la obiectivele acesteia.

Prin urmare, obiectivele renaturării trebuie să fie definite în urma analizării a două categorii de factori: condițiile ecologice dorite și valorile economice, sociale, administrative și politice. Identificarea unor obiective realiste este etapa de bază pentru succesul acțiunilor de renaturare. Obiectivele cadru ale renaturării se pot împărți în două grupe: obiective primare și obiective secundare.

Obiectivele primare ale renaturării trebuie să pornească de la identificarea și analiza problemelor, să includă viziunea tuturor stakeholderilor și să reflecte condiționările locale referitoare la scara spațială, baza de date, aspectele practice legate de respectarea prevederilor legale, a bugetului și posibilitățile resurselor umane, toate în ideea obținerii unor rezultate cât mai bune pentru protecția resurselor de apă și a ecosistemelor acvatice.

Obiectivele secundare se dezvoltă pentru sprijinirea directă sau indirectă a obiectivelor principale. Reconvertia economică și revitalizarea zonelor defavorizate, prin angajarea forței de muncă disponibilă în zona vizată pot reprezenta obiective

secundare ce contribuie la atingerea obiectivelor primare de îmbunătățire a stării apelor.

Obiectivele direcționează metoda de abordare aleasă, proiectarea și implementare acțiunilor planificate. Obiectivele renaturării sunt parte a obiectivelor de mediu pentru corpurile de apă puternic modificate și prin urmare reprezintă deziderate ale țărilor europene. În conformitate cu obiectivele de mediu ale corpurilor de apă, obiectivele renaturării trebuie să prezinte indicatori măsurabili specifici vis-a-vis de condițiile de referință. Acești indicatori pot fi verificați apoi prin monitoringul efectuat pe toată perioada implementării programului de măsuri și bineînțeles ulterior implementării.

De exemplu, dacă scopul renaturării unui corp de apă prevede reabilitarea habitatului unei specii de pești, obiectivele prin care se poate atinge acest scop pot fi:

- *îmbunătățirea condițiilor de temperatură prin plantarea unor plante care să ofere umbră;*
- *construirea unei structuri în cadrul albiei care să ofere condiții de depunere a icrelor și de dezvoltare a hranei pentru specia respectivă de pești (exemplu: crearea de zone umede);*
- *reducerea încărcării cu substanțe poluante care pot afecta dezvoltarea habitatului specific peștilor vizați;*
- *sensibilizarea proprietarilor de teren din zonă pentru încurajarea practicilor de conservare.*

Pentru ca aceste obiective să fie măsurabile trebuie descriși indicatorii de performanță. De exemplu, pentru primul obiectiv trebuie menționată specia sau speciile de arbori și arbuști ce vor fi plantate, lungimea tronsonului afectat, înălțimea arborilor sau arbuștilor prevăzută pentru a oferi umbră coridorului acvatic, durata de viață a plantelor, evoluția lor sezonieră, posibile lucrări de întreținere, procentul așteptat de îmbunătățire a habitatului, procentul de creștere a numărului/densității peștilor în corpul de apă respectiv etc.

Pentru definirea obiectivelor renaturării au fost stabilite câteva concepte de lucru: valoarea, toleranța, vulnerabilitatea, răspunsul și durabilitatea.

Valoarea socială sau economică dată de atingerea unor obiective de renaturare este dată de schimbarea condițiilor degradate cu un alt set de condiții care să aducă îmbunătățirea stării ecologice a apelor. În multe cazuri valoarea economică sau socială a renaturării este greu de definit atunci când vorbim de îmbunătățirea calității apelor sau a habitatelor pentru speciile acvatice sau care au legătură cu mediul acvatic. În general renaturarea presupune în majoritatea cazurilor investiții monetare. Referitor la beneficiile renaturării nu putem folosi același sistem de măsură folosit în cazul estimării costurilor și de aceea beneficiile renaturării vor fi exprimate uneori în termeni de costuri, dar și de valori câștigate sau dobândite.

Obiectivele renaturării trebuie să se înscrie în limitele toleranței acvatice și anume limitele de modificare a condițiilor ecologice admisibile. Există o toleranță dată de interesul social și economic, iar ea prevede un management variabil și o toleranță a ecosistemului ce presupune un management care vizează deteriorarea minimă a resursei acceptată.

Vulnerabilitatea definește cât de mare este probabilitatea ca starea curentă a unui corp de apă să se deterioreze în viitor în situația în care măsurile de renaturare nu sunt implementate. Vulnerabilitatea, descrisă ca ușurința cu care un sistem se degradează și nu își poate regăsi singur echilibrul natural, este un

indicator care ajută la luarea deciziei de a interveni sau nu asupra unui sistem acvatic.

Un alt indicator al renaturării este răspunsul. Răspunsul unui sistem acvatic la implementarea unei măsuri sau a unui grup de măsuri de renaturare este măsurat prin rapiditatea sau eficiența cu care acțiunile de renaturare duc la îmbunătățirea condițiilor ecologice. Răspunsul reprezintă ușurința cu care un sistem acvatic își poate stabili sau regăsi starea de echilibru după o intervenție antropică.

Durabilitatea este un indicator al gradului în care un corp de apă renaturat își poate menține condițiile renaturate sau evoluează spre starea de echilibru.

Atingerea stării de echilibru dinamic este scopul acțiunilor de renaturare. Pentru aceasta, în numeroase cazuri, pe lângă acțiunile propriu zise de renaturare pot fi necesare acțiuni de întreținere a stării atinse.

Pe scurt, obiectivele măsurilor de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate sunt:

- *conservarea ecosistemelor naturale riverane și terestre;*
- *îmbunătățirea calității apelor;*
- *atingerea stării de echilibru hidro-ecologic;*
- *atingerea unui echilibru între dezvoltarea economico-socială și conservarea naturii;*
- *protecția resurselor pentru generațiile viitoare;*
- *îmbunătățirea peisajisticii zonei.*

Este de menționat faptul, că așa numita renaturare a corpurilor de apă puternic modificate sau reabilitare ecologică a ecosistemelor acvatice, care urmărește aducerea unor ecosisteme degradate la starea originală, este de fapt o transformare de ecosistem, care plecând de la starea actuală, dorește să construiască sau să reconstruiască un nou ecosistem conform modelului oferit de starea naturală, originară, de demult și invariabil dispărută sau dorește să îmbunătățească starea ecologică a apelor plecând de la condiția prezentă ținând la atingerea unei stări cât mai aproape de echilibrul pe care ecosistemul respectiv îl poate menține sau dezvolta cu o implicare minimă a factorului uman.

Probleme se ivesc atât sub aspectul implementării legislației naționale armonizate cu cerințele europene (insuficiența unor repere practice ale legislației), cât și sub cel al înțelegerii importanței acestei cerințe a Directivei Cadru 60/2000/CE de către utilizatorii de apă ce vor fi afectați de modificările ce vor avea loc ca urmare a renaturării unor corpuri de apă.

Un program de reabilitare nu se rezumă numai la măsuri tehnice, juridice sau economice, ci el aduce schimbări la nivelul valorilor culturale fundamentale și ale condițiilor sociale și economice, schimbări care apără integritatea ecosistemelor și calitatea vieții umane. Armonizarea cerințelor protecției mediului cu obiectivele dezvoltării sociale cer din partea factorului uman, conștientizarea relațiilor existente între resursele biotice și cele abiotice. De asemenea, această armonizare cere implicarea utilizatorilor în gestionarea propriului ecosistem.

3.3. Măsuri de renaturare

Măsurile de renaturare pot varia de la măsurile pasive, care implică înlăturarea sau atenuarea activităților cu impact cronic negativ, la măsurile active, care implică intervenții măsurabile pentru repararea pagubelor aduse unui ecosistem. Astfel putem vorbi despre renaturare naturală în cazurile în care corpurile de apă își revin singure și în termen scurt, măsuri de intervenție parțială,

acolo unde un corp de apă își poate reveni singur, însă perioada de timp necesară este prea lungă și incertitudinea este prea mare, și măsuri de intervenție substanțială, acolo unde corpul de apă este prea degradat pentru a-și putea reabilita singur funcțiile alterate.

Măsurile de renaturare pot fi clasificate în funcție de sistemul acvatic asupra căruia se intervine, în funcție de tipul de presiune la care este supus un corp de apă, dar mai ales în funcție de metodele de intervenție.

În funcție de sistemul asupra căruia se intervine, se impun măsuri specifice pentru:

- râuri
- lacuri naturale
- acumulări
- zone umede

Măsurile diferă și în funcție de tipul de presiune la care este supus un corp de apă, acestea putând fi: fizico-chimice, biologice și hidromorfologice.

Din punct de vedere fizico-chimic cel mai mare impact asupra unui curs de apă îl au evacuările de ape uzate direct în cursul de apă respectiv. Existența unui important poluator precum o gospodărie comunală fără stație de epurare a apelor uzate sau cu stație de epurare, însă insuficient calibrată, poate fi considerată o presiune fizico-chimică. Din punct de vedere biologic o presiune o poate constitui introducerea unei specii plante sau animale ce duce la schimarea ecosistemului acvatic. Presiunile hidromorfologice reprezintă acea categorie de presiuni care pot avea un impact direct asupra apelor de suprafață și pot rezulta din lucrările hidrotehnice (detalii în capitolul 2.2.). Având în vedere că Directiva Cadru a fost transpusă în legislația țărilor membre Uniunii Europene, iar termenele pentru rezolvarea problemelor impuse de presiunile chimice vor fi inevitabil respectate, ultimele două tipuri de presiuni rămân oarecum neacoperite de soluții concrete date printr-un cadru legal strict, chiar dacă și în aceste cazuri termene există. Până în anul 2015 țările europene trebuie să implementeze măsuri pentru atingerea stării bune a apelor, ori această stare nu se poate obține numai prin măsuri ce vizează calitatea chimică a apelor. Se impun astfel, măsuri coroborate de intervenție asupra corpurilor de apă pentru atingerea unei stări fizico-chimice și biologice bune în termenele fixate, fie că vorbim de anul 2015 sau de situațiile în care este vorba de derogări.

În funcție de metodele de intervenție se deosebesc măsuri:

- structurale
- non-structurale.

Tehnicile de renaturare structurale

Lista tehnicilor de renaturare structurale de mai jos are caracter de propunere:

- *Repoziționarea îndiguirilor;*
- *Redeschiderea meandrelor;*
- *Refacerea cursului natural în cazul albiilor regularizare;*
- *Înlăturarea barărilor sau construcția de scări de pești sau bypass-uri;*
- *Crearea de zone tampon;*
- *Dezvoltarea zonelor umede;*
- *Consolidările biologice.*

Repoziționarea digurilor

Îndiguirile sunt măsuri structurale implementate cu scopul protecției împotriva inundațiilor în conformitate cu vechiile concepte de apărare împotriva inundațiilor. Orice îndiguire produce o modificare a regimului natural de scurgere a unui corp de apă. Pe lângă efectele pozitive de apărare împotriva inundațiilor și de reducere a pagubelor acestora, digurile provoacă și efecte negative precum un remuu în regiunea amonte care crează creșteri de niveluri și debite, o viteză de translație a undelor de viitură mărită, un regim modificat al debitului solid al râului, dar și modificări ale structurii și texturii litologiei albiei majore, a solului și a faunei și florei caracteristice.

O dată cu evoluția științei s-a ajuns la concluzia că pe lângă efectul de dezatenuare a viiturii pe care digurile o au, se adaugă și o barare longitudinală în cadrul ecosistemelor, cu rol de modificare a lor.

În cazul unor linii continue de protecție împotriva inundațiilor, în cazul unor sectoare de râu încorsetate de îndiguiri se consideră ca fiind necesară redarea vechilor caracteristici ale traseului în plan a unui corp de apă, în special în situații de ape mari (fig. 3.1).

Având în vedere importanța socio-economică a activității de apărare împotriva inundațiilor se pot propune măsuri de repoziționare a digurilor la o distanță cât mai mare față de albia minoră a râului pe seama analizei unor condiții de referință sau măsuri de deschidere totală a albiei majore (acolo unde se poate) și construirea de diguri de contur pentru apărarea localităților sau terenurilor cu valoare economică sau socială ridicată.

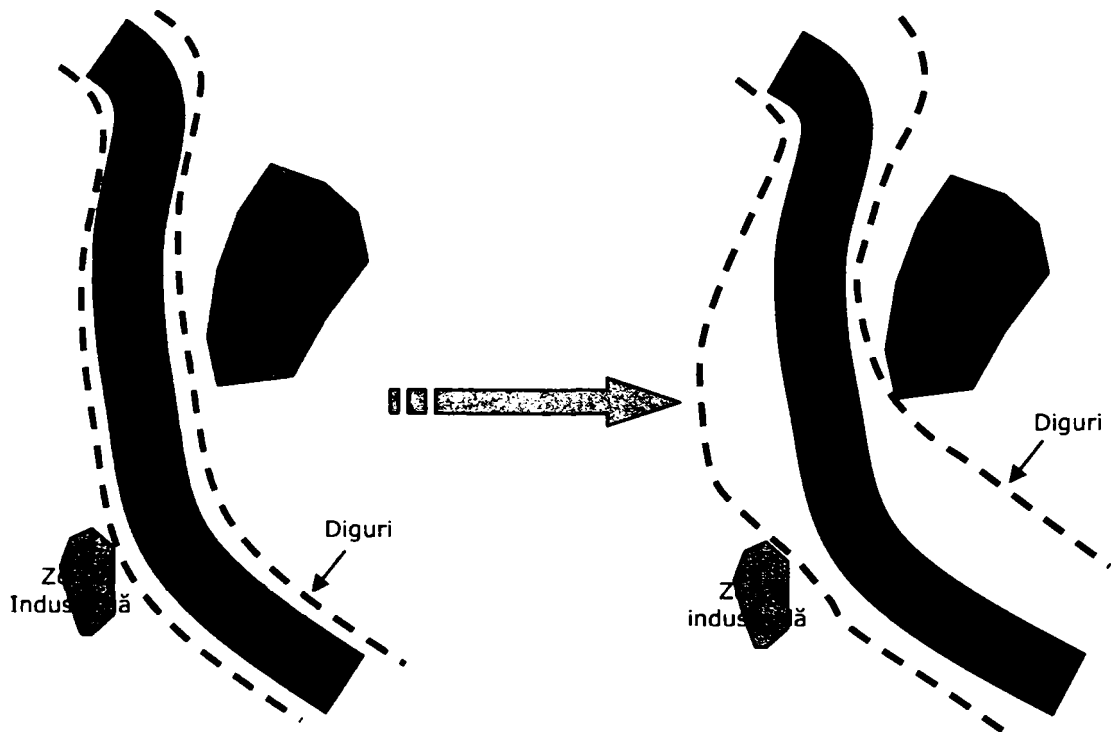


Fig. 3.1. Repoziționarea digurilor

Avantajele re poziționării digurilor sunt:

- crearea unui spațiu vital prin dezvoltarea albiei majore a cursului de apă în care acesta să-și manifeste dinamica;
- dezvoltarea biodiversității ecosistemelor riverane;
- refacerea legăturii între freatic și apele de suprafață în zonele dintre digurile re poziționate;
- reducerea efectelor de dezastru în perioadele de ape mari; reducerea proceselor de eroziune în albie.

Dezavantajele implementării acestei măsuri de renaturare sunt:

- costul mare al lucrărilor;
- probabile dificultăți în achiziționarea terenului necesar.

Redeschiderea meandrelor

Rectificarea unui curs de apă prin tăierea meandrelor are drept scop scurtarea lungimii unui curs de apă și câștigarea de terenuri inundabile în favoarea unor activități antropice.

Tăierile de meandre sunt cele mai uzitate lucrări de regularizare a albiei efectuate cu scopul de a crește capacitatea de transport a unei albie la ape mici și medii în principal pentru asigurarea anumitor folosințe de apă. Deși eficiente pentru asigurarea folosințelor care le-au motivat, tăierile de meandre au numeroase efecte precum creșterea riscului de inundare prin creșterea vitezei apei și a eroziunii, dispariția de zone umede și a speciilor caracteristice.



Înainte



După

Fig. 3.2. Exemplu de redeschidere de meandre

Redeschiderea meandrelor se practică pentru a aduce la o stare cât mai bună a apelor un corp de apă care a fost modificat antropic prin tăierea unei/unor meandre cu scopul regularizării albiei, cu condiția ca acolo să se fi păstrat vechiile albie meandrate (fig. 3.2.). Scopul unei astfel de măsuri este restaurarea albiei minore, realimentarea acviferelor din albia majoră și reducerea vitezei de curgere în albia minoră. Nu trebuie uitat rolul pe care meandrele și popinele îl au în dezvoltarea habitatelor acvatice dar și a celor terestre care necesită existența zonelor umede.

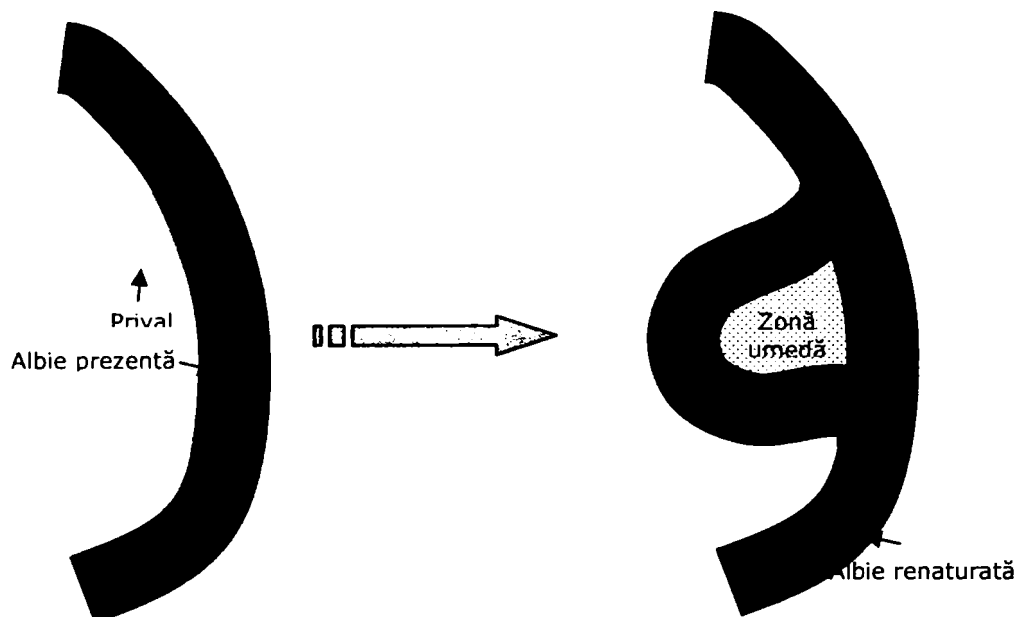


Fig. 3.3. Redeschiderea meandrelor

Avantajele acestei măsuri structurale sunt:

- crearea unui spațiu vital suplimentar pentru cursul de apă;
- apariția unor zone umede între brațele râului, implicit a unor noi habitate;
- dezvoltarea biodiversității ecosistemelor acvatice și riverane;
- mărirea capacității de transport a albiei în perioadele de ape mari;
- costuri acceptabile ale investiției.

Principalele dezavantaje ale implementării acestei măsuri sunt:

- posibila apariție a proceselor erozionale;
- dificultăți în achiziționarea terenului necesar.

Refacerea cursului natural în cazul albiilor rectificate și recalibrate

Recalibrarea unui curs de apă vizează creșterea capacității de evacuare a debitelor în albia minoră, modificând patul albiei atât în profil transversal, cât și în cel longitudinal.

Acționarea asupra profilului transversal și pe cel longitudinal pentru folosirea superioară a albiei pentru navigație, protecție a malurilor sau captări de ape influențează regimul debitelor lichide și solide.

În afară de lucrările de tăiere de meandre, în categoria lucrărilor de regularizare care modifică ecologia acvatică și riverană fac parte și lucrările de rectificare și recalibrare a albiei prin: tăierile de cot, închiderile de albie și săparea unei albie noi.

Prin scurtarea traseului albiei

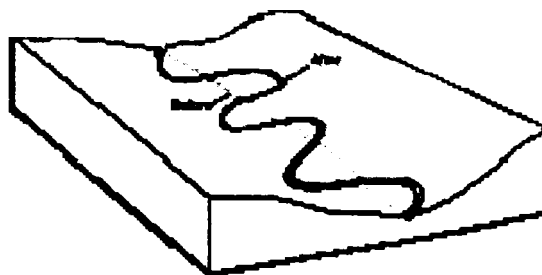


Fig. 3.4. Prezentare schematică a refacerii unui curs recalibrat

se produce o mărire a pantei și deci o adâncire a fundului albiei și o scădere a nivelului apei. Tăierea masivă a coturilor unui râu duce la implementarea de lucrări de apărări de mal costisitoare. Modificarea în plan a traseului râului este însoțită și de o modificare a secțiunii transversale a albiei, de la un profil natural, la unul puternic modificat (fig. 3.6.).

Tot în această categorie se includ și cursurile regularizate prin consolidări permanente de mal sau praguri de fund. Modificarea profilului transversal al corpului de apă aduce după sine modificări ale condițiilor hidrologice și geomorfologice, care bineînțeles că au un important impact asupra habitatelor.

În cazul cursurilor de apă care au suferit procese de regularizare a albiei atât în plan cât și în profil transversal, în special pe sectoare lungi de regularizare se va lua în considerare ca măsură de renaturare refacerea cursului natural (fig. 3.7.). Efectele vor fi benefice atât asupra peisagisticii, cât și asupra florei și faunei acvatice.



Fig. 3.5. Exemplu de curs regularizat în Olanda (râul Vecht)

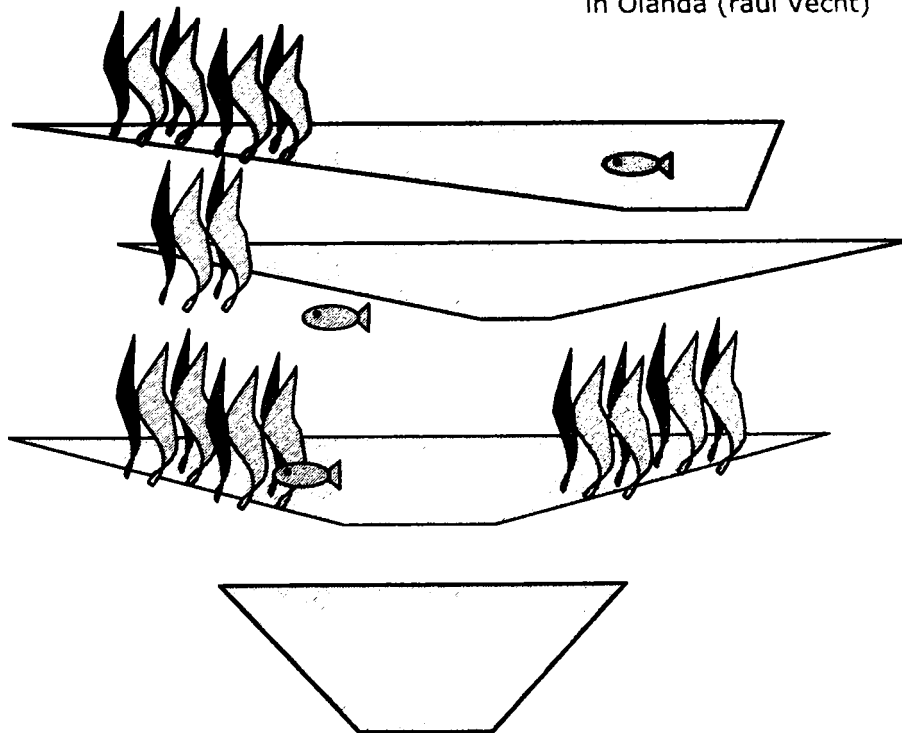


Fig. 3.6. Modificări ale profilului transversal de la profil natural la cel trapezoidal.

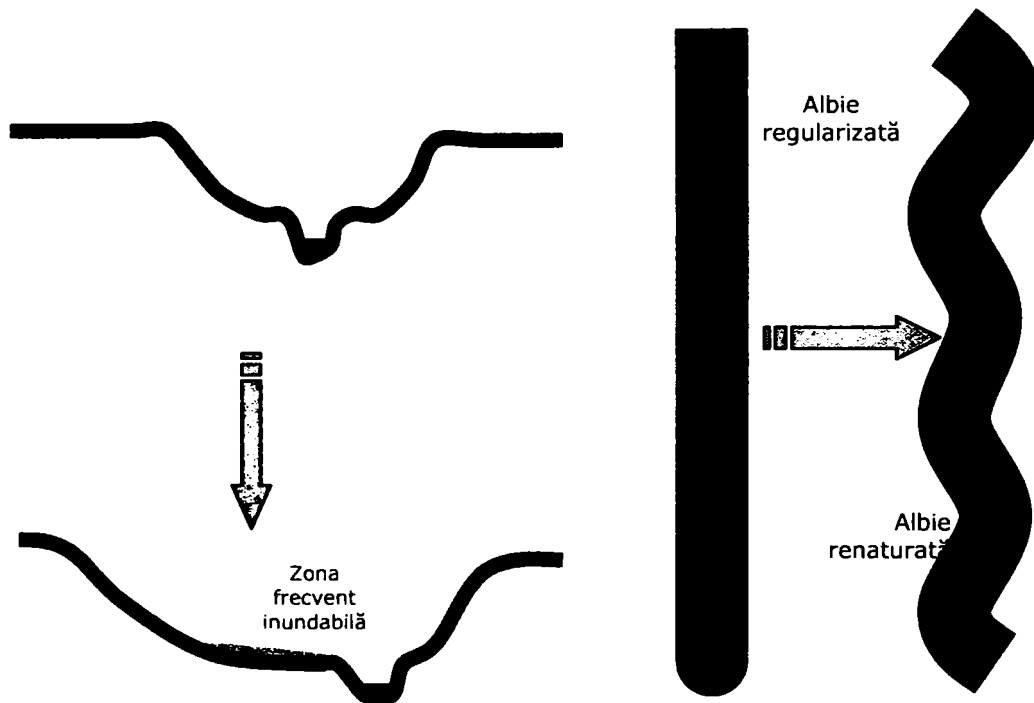


Fig. 3.7. Refacerea cursului natural în cazul albiilor regularizate

Avantaje:

- refacerea diversității granulometrice a albiei și implicit diversificarea habitatelor bente ale cursului de apă;
- crearea unor zone frecvent inundabile în imediata vecinătate a albiei majore care are drept urmare o creștere a biodiversității;
- apariția în zonele frecvent inundabile a unor ecosisteme consumatoare de nutrienți;
- creșterea semnificativă a capacității de autoepurare a cursului de apă.



Fig 3.8. Renaturare curs Groenlose Slinge, Olanda
(stânga-plan de situație, dreapta-situația lucrărilor în septembrie 2006)

Dezavantaje:

- micșorarea capacității de transport a albiei în perioadele de ape mari;
- posibila apariție a proceselor erozionale.

Înlăturarea barărilor. Construcția scărilor de pești

Barajele sau pragurile au fost construite cu scopul de a realiza acumulări de apă pentru alimentarea cu apă a populației, industriei, agriculturii, pentru producerea de energie electrică sau pentru atenuarea undelor de viitură. Acestor folosințe li se mai adaugă în unele cazuri pescuitul și agrementul.

Barajarea transversală a unui curs de apă are drept rezultat modificări de natură hidromorfologică, fizico-chimică și biologică.

Pentru înlăturarea efectelor asupra scurgerii lichide și solide atât în câmp și val de baraj, o posibilă rezolvare o constituie înlăturarea sau așa-numita „deconstrucție” a barajului, măsură drastică și costisitoare care necesită o atentă analiză cost-eficiență (pe termen lung) înainte de punere în practică. Deși costisitoare, măsura a fost implementată deja în unele țări europene, Franța fiind una din primele țări care a experimentat această măsură de renaturare a cursurilor de apă.

Dacă se constată că presiunea reprezentată de unele baraje sau praguri manifestă un impact foarte mare asupra corpului de apă, iar din analiza cost-eficiență rezultă o eficacitate scăzută a folosinței, o posibilă rezolvare poate fi considerată demolarea barajului respectiv. Pentru celelalte tipuri de barări transversale pentru care beneficiile economice ale folosinței nu pot fi egale de beneficiile economice, se impun alte soluții de îmbunătățire a calității apei.

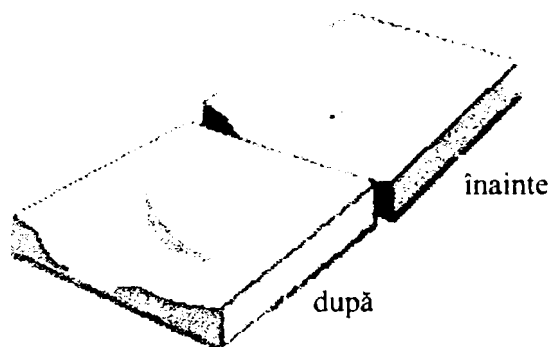


Fig. 3.9. Managementul descărcărilor din baraje

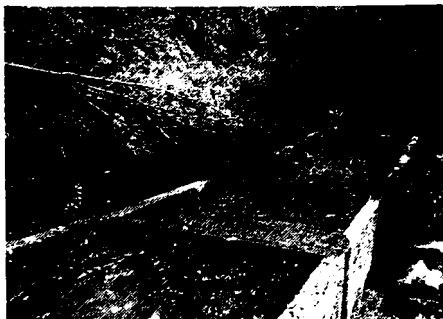


Fig. 3.10. Scară de pești la Barajul Gura-Golumbului (Minis)



Fig. 3.11. Scară de pești la Barajul Driel (Fluviul Rhin, Olanda, 2005)

În cazurile în care distrugerea unui baraj presupune pierderi prea mari, se pot utiliza ca măsuri alternative tehnicile de inundare controlată și de scurtă durată a zonei aval de un baraj (fig. 3.9.) pentru a spăla sedimentele depuse și a restaura habitatele existente aval. Această metodă non-structurală necesită o analiză detaliată a programului de evacuare a apelor prin structurile barajului, însă are ca

avantaj împiedicarea dispariției unor specii de vegetație acvatică din zonele riverane aval de baraj.

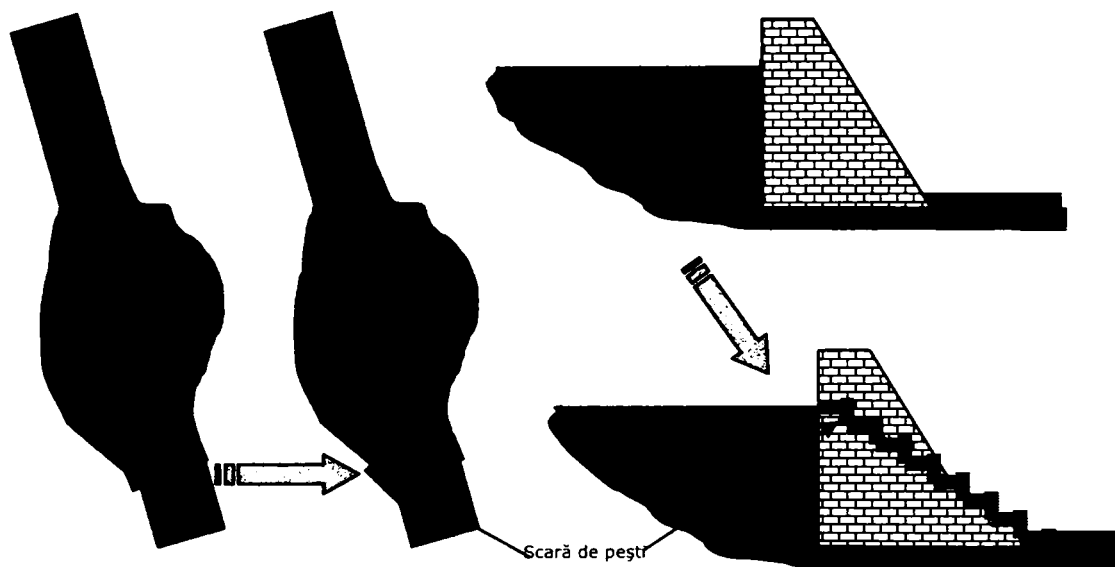


Fig. 3.12. Construcția de scări de pești

Alături de măsura sus-amintită, pentru îmbunătățirea calității apelor se mai utilizează și alte măsuri non-structurale (oxigenarea apelor, tehnici de bio-manipulare), iar pentru a nu stânjeni migrația unor specii de pești se utilizează construirea de scări de pești. Scările de pești (fig. 3.10, 3.11, 3.12.) se utilizează în cazul barajelor de înălțime mică, la înălțimi mai mari folosindu-se lifturi de pești.

Având în vedere costurile mari pe care le implică, scările de pești se utilizează pe cursurile de apă unde există macrofaună acvatică migratoare, sau cu valoare economică ridicată. Măsura este mult mai costisitoare după ce barajul a fost deja construit.

Avantajele realizării de scări de pești sunt următoarele:

- scara de pești oferă posibilitatea migrării macrofaunei acvatice spre locurile de reproducere și a puietului spre habitatele de creștere;
- prin traficul peștilor pe scara construită se evită enclavizarea tuturor speciilor de pești atât din aval cât mai ales a celor din amonte de baraj.

Principalul dezavantaj, însă greu de combătut, este costul ridicat de implementare a acestei măsuri, în special dacă scara de pești se construiește după execuția barajului transversal.

Crearea de zone tampon

O zonă tampon reprezintă o zonă cu vegetație, de regulă arbori și arbuști, dar și alte specii de plante, de-a-lungul unui curs de apă care este creată pentru menținerea integrității funcțiilor râului, reducerea poluării, oferirea de hrană și habitate și protecție termică peștilor și altor specii. Zonele tampon filtrează sedimentele și nutrienții și de asemenea au rol în stabilizarea versanților.

Lăţimea zonei tampon este variabilă, depinzând de locuţ, p...t... şi potenţialul erozional. În general lăţimea este între 6 şi 60 de metri, dar lăţimea se stabileşte astfel încât în prima pătrime din lăţimea zonei tampon să se stopeze majoritatea transportului de sedimente. În general zona tampon cuprinde 2-3 sub-zone (fig. 3.13.): zona interioară (lăţime 6m), unde vegetaţia este reprezentată în special de arbori, zona mediană, cu arbori şi arbuşti unde sunt acceptate şi zone de luminiiş, iar dacă este posibil şi o zonă exterioară (6m) unde se încurajează dezvoltarea pădurii, dar sunt admise şi alte plantaţii.



Fig 3.13. Schematizare a fâşiei tampon

Folosinţele în cadrul zonei tampon sunt restrânse astfel încât rolul de protecţie a integrităţii fizice a ecosistemelor acvatice să aibe efect (de exemplu doar activităţi de apărare împotriva inundaţiilor). În cazul zonelor urbane folosinţele pot fi mai largi incluzând şi pe cele recreaţionale.

Crearea de zone tampon (fig. 3.14.) se utilizează în special în cazul cursurilor de apă care traversează zone cu agricultură intensivă.

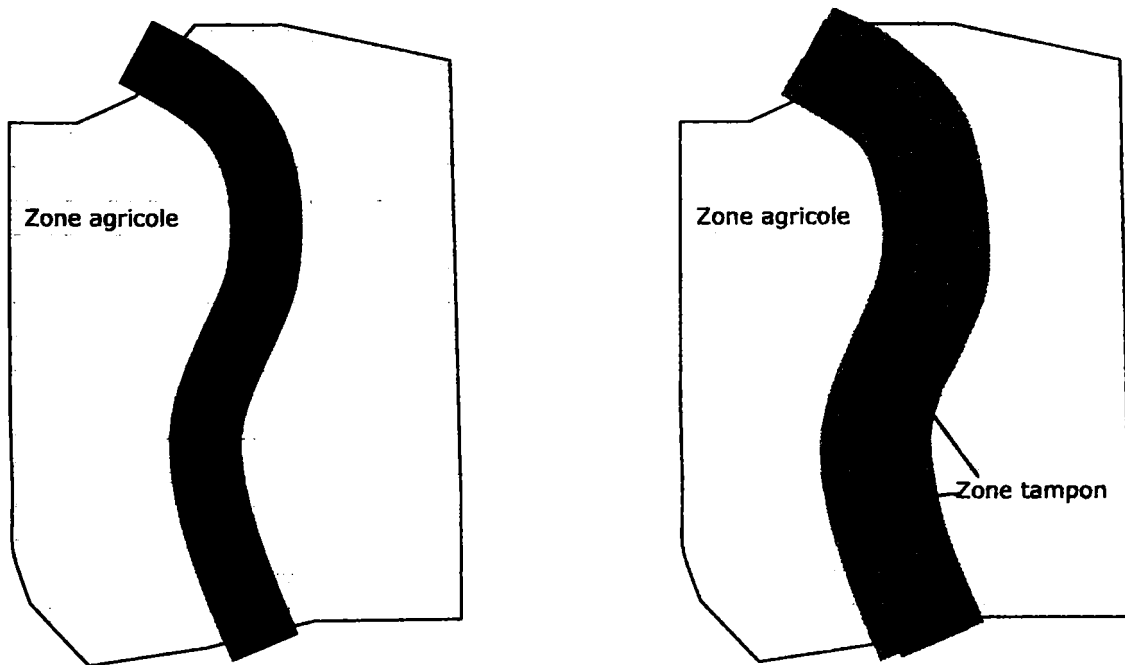


Fig. 3.14. Crearea de zone tampon

Avantaje:

- crearea de habitate în care se pot dezvolta ecosisteme mari consumatoare și/sau fixatoare de nutrienți, pesticide și metale grele;

- reducerea semnificativă – pe cale naturală – a aportului substanțelor mai sus amintite în râu din poluarea difuză;
- îmbogățirea biodiversității ecosistemelor acvatice și riverane;
- controlul termic al zonei și oferirea de umbră corpului de apă;
- creșterea semnificativă a capacității de autoepurare a cursului de apă;
- prevenirea apariției proceselor erozionale de-a lungul râului.

Dezavantajul acestei măsuri constă în micșorarea capacității de transport a albiei în perioadele de ape mari.

Dezvoltarea zonelor umede

Zonele umede reprezintă întinderi de bălți, mlaștini, turbării, având ca surse ape naturale sau artificiale cu caracter permanent sau temporar. Zonele umede constituie rezervoare naturale de acumulare a apei în timpul viiturii, reprezintă un habitat specific pentru populația faunistică și pot ajuta la menținerea calității apei.

Una din problemele majore cu care se confruntă gestionarea zonelor umede este dispariția acestora prin terestrializare. În vederea reabilitării acestor zone, sunt cunoscute câteva tehnici de refacere a ecosistemelor prin îndepărtarea sedimentelor colmatate. Aceste lucrări au ca obiective creșterea adâncimii și a volumelor lacurilor pentru creșterea producției piscicole, îndepărtarea sedimentelor bogate în nutrienți, a materiilor toxice și combaterea abundenței excesive a plantelor acvatice.

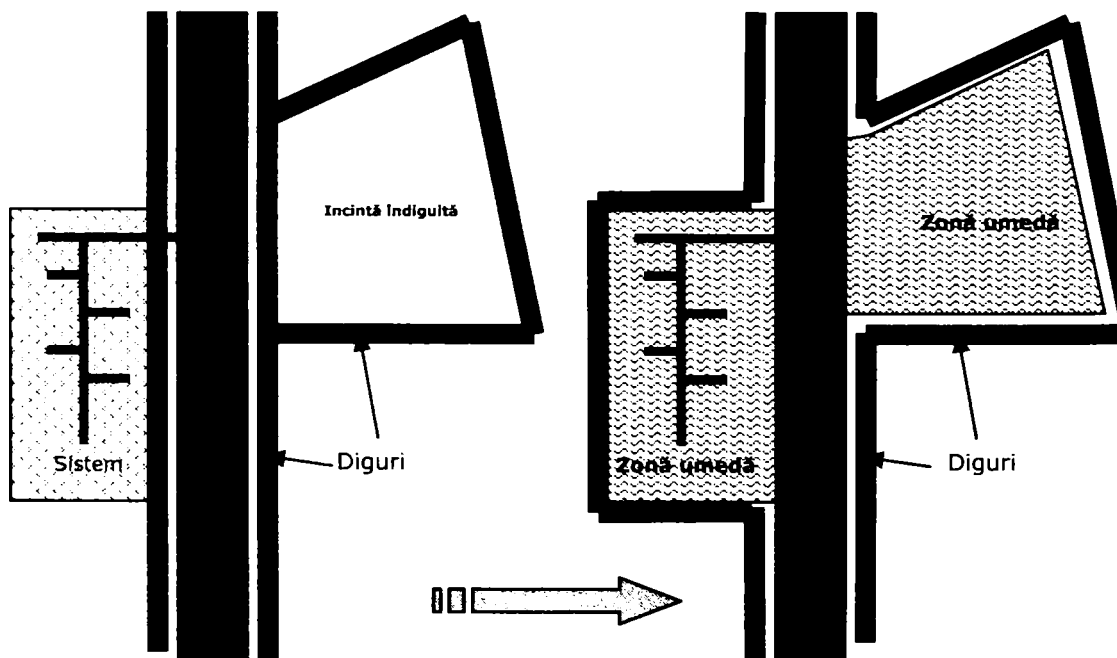


Fig. 3.15. Crearea de zone umede

Obiectivele principale sunt fost în principal reducerea daunelor produse de viituri și îmbunătățirea calității apelor. Zonele umede au un impact mare asupra apelor și a ecosistemelor acvatice prin păstrarea echilibrului hidrologic, conservarea biodiversității ecosistemelor, controlul calității apei prin purificarea chimică a apelor

(scăderea conținutului în substanțe organice și nutrienți), atenuarea viiturilor și reducerea eroziunii solului, modificarea microclimatului local, alimentarea cu apă dulce a comunităților locale, rolul în dezvoltarea activităților din timpul liber: pescuit, vânătoare, recreere.

Dezvoltarea zonelor umede (fig. 3.15.) se practică în cazul unor zone cu soluri deteriorate, în cazul incintelor indiguite, a acumulărilor laterale nepermanente și sistemelor de desecare.

Avantajele pe care le prezintă aceasta măsură de renaturare sunt:

- îmbogățirea biodiversității ecosistemelor acvatice și riverane;
- apariția unor noi activități economice în aceste zone: piscicultura, aquacultura, turismul etc;
- schimbarea radicală a peisagisticii zonei;
- creșterea substanțială a capacității de autoepurare a cursului de apă;
- controlul eficient al debitului solid.

Dezavantajul acestei măsuri îl constituie costurile de investiții ridicate, dar care se amortizează într-o perioadă relativ scurtă.

Consolidările biologice

Studiile efectuate în ultimul secol arată că o metodă practică de protecție adecvată a malurilor o reprezintă consolidările ecologice. Metodele biologice de protecție a malurilor (fig. 3.16.) asigură o legătură organică între apă și albia majoră, fără existența întreruperii date de lucrările structurale. Acest gen de protecții evoluează în timp astfel:

- faza inițială (cu durată de circa 1 an) în care vegetația este slab dezvoltată;
- faza de stabilizare (cu durată de circa 3-6 ani) are caracter de tranziție, necesitând lucrări de întreținere dirijată;
- faza permanentă în care vegetația s-a fixat, se dezvoltă auto-susținut și își desfășoară rolul de protecție, necesitând lucrări de întreținere la fiecare 3 sau 5 ani.

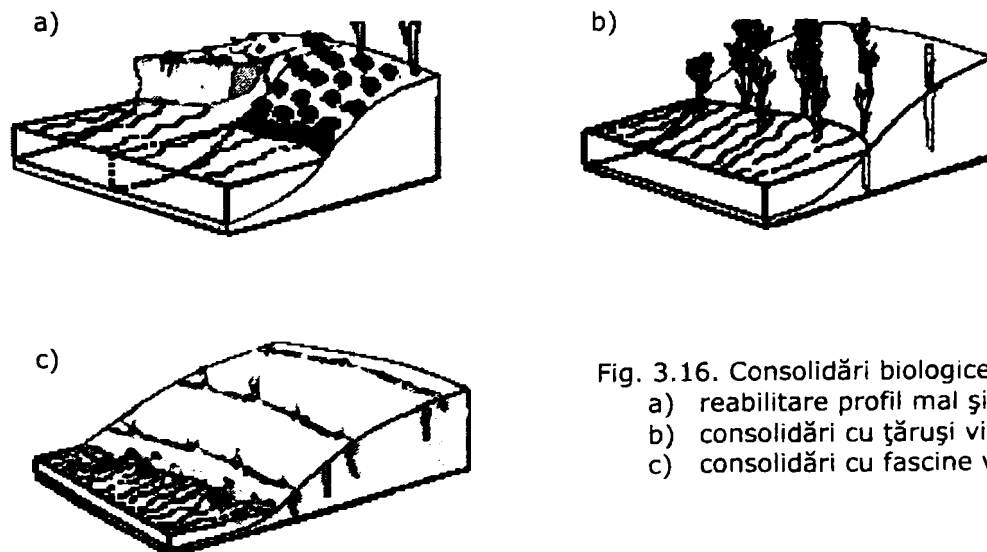


Fig. 3.16. Consolidări biologice:
 a) reabilitare profil mal și plantări
 b) consolidări cu șaruși vii
 c) consolidări cu fascine vii

Avantajele consolidărilor biologice sunt:

- asigurarea stabilității malului
- reducerea vitezei de curgere a apei și a eroziunii prin crearea efectului de rugozitate;
- oxigenarea apei prin reaerare ca urmare a curgerii turbionare locale provocate de rădăcini și prin procesele de asimilare clorofiliană de către plantele acvatice;
- filtrarea de sedimente și absorbția de nutrienți;
- influențarea bilanțului termic prin efectul de umbră a zonei de mal;
- dezvoltarea de habitate pentru diferite specii acvatice;
- creșterea valorii peisagistice;
- costuri reduse ale investiției

Dezavantajele consolidărilor biologice provin din faptul că:

- nu asigură o protecție imediată;
- nu pot fi executate tot timpul anului;
- se aplică numai deasupra nivelului apelor medii;
- sporesc rugozitatea albiei ducând la creșteri de nivel.

TEHNICI DE RENATURARE NON-STRUCTURALE

Principalele tehnici de renaturare non-structurale sunt:

- *Reamenajarea cu vegetație a malurilor – managementul termic;*
- *Managementul pășunatului;*
- *Oxigenarea apelor cu tendință de eutrofizare;*
- *Tehnici de biomanipulare;*
- *Managementul descărcărilor din baraje;*
- *Reconsiderarea cerințelor ecologice de apă;*

Reamenajarea cu vegetație a malurilor – managementul termic

Reamenajarea cu vegetație a malurilor cursurilor de apă și a lacurilor este una dintre cele mai frecvent utilizate măsuri de renaturare, datorită costurilor scăzute și a eficienței ecologice ridicate.

Această măsură este utilizată în cazul sectoarelor de curs de apă care sunt caracterizate de o creștere excesivă a temperaturii apei datorită temperaturilor ridicate ale aerului și mai ales a insolației accentuate.

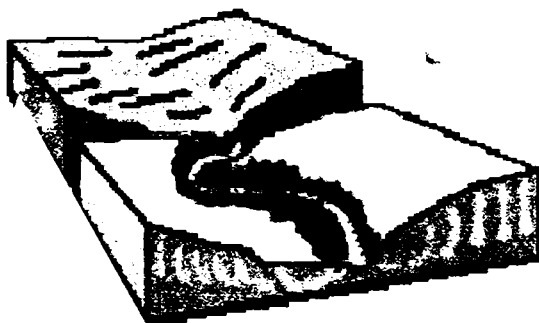


Fig. 3.17. Amenajarea cu vegetație a malurilor

Creșterea excesivă a temperaturii apei este un factor favorizant al apariției proceselor de eutrofizare, iar plantarea arborilor pe malurile acestor cursuri împiedică prin coronament expunerea la insolație prelungită.

De asemenea, reamenajarea cu vegetație a malurilor are un efect benefic asupra dinamicii eroziunii și se menține în cursul de apă, stabilizează malurile, protejează și oferă habitate specifice altor organisme acvatice etc.

Reamenajarea cu vegetație a malurilor este larg utilizată în lume și datorită raportului cost-eficiență care o prioritizează între celelalte măsuri.

În caz de ape mari se manifestă unul dintre puținele dezavantaje ale acestei măsuri și anume scăderea vitezei de curgere a apei datorită creșterii rugozității albiei majore.

Managementul pășunatului;

Managementul pășunatului este o măsură non-structurală foarte eficientă, mai ales atunci când ea se cumulează cu alte măsuri non-structurale sau structurale.

Ea este implementată acolo unde pășunatul are un impact negativ asupra vegetației, a calității apei sau contribuie la instabilitatea versanților.

De exemplu în cazul consolidărilor biologice de versanți sau a creării de zone umede sau zone tampon, se impune managementul pășunatului, în special în perioadele inițiale în care vegetația renaturată este în perioada de creștere. Odată ce vegetația s-a fixat, iar versanții s-au stabilizat, un pășunat rațional poate fi inclus în planurile de management a corpurilor de apă reabilite.

Din acest motiv este dorit o coordonare transectorială a implementării planurilor de măsuri pentru renaturarea corpurilor de apă puternic modificate.

Măsurile impuse sunt îngrădirea zonelor interzise pășunatului, oferirea de zone alternative pentru pășunat, adăpare sau adăpost pentru animale (fig. 3.18.).

Avantajele acestei măsuri sunt îmbunătățirea calității apei prin protejarea, menținerea sau dezvoltarea vegetației acvatice sau riverane și astfel a habitatelor specifice pentru numeroase specii acvatice.

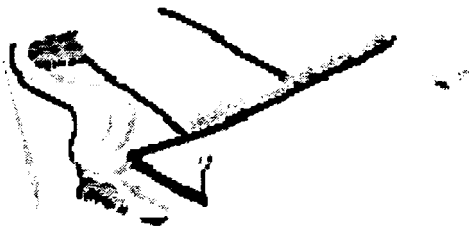


Fig. 3.18. Managementul animalelor pentru protecția zonelor umede, zonelor tampon sau a consolidărilor de mal

Oxigenarea apelor cu tendință de eutrofizare

Oxigenarea apelor reprezintă o măsură de renaturare care implică utilizarea unor echipamente specifice de pompare și dispersare a unor cantități mari de aer atmosferic în masa de apă a unui lac care prezintă sau poate prezenta în perioada caldă a anului procese de eutrofizare.

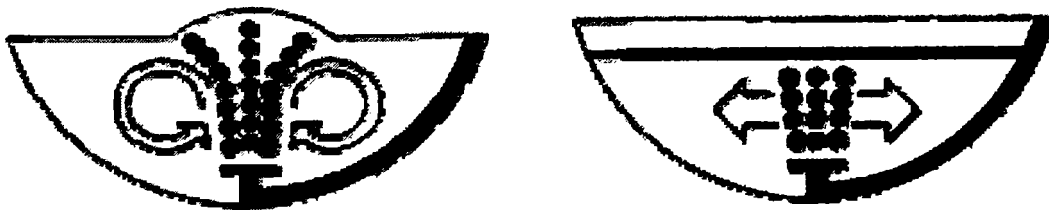


Fig. 3.19. Sisteme de oxigenare a apelor

Pe lângă îmbunătățirea calității apelor prin creșterea cantității de oxigen dizolvat, măsura duce și la o mixare a orizonturilor lacului, împiedicând astfel o stratificare exagerată a acestuia.

Pe lângă instalarea unor sisteme mecanice de aerare a apelor cu tendință de eutrofizare (fig. 3.19.) se cunosc și măsuri structurale care odată implementate duc la creșterea conținutului în oxigen al apei. Construirea de praguri de fund în cascadă este o metodă structurală care poate fi implementată în multe zone de câmpie cu pantă foarte redusă. Există și metode ecologice de construcție de praguri de fund. Consolidările biologice de albie și mal dezvoltă și măsuri de instalare a unor praguri vegetale sau cu alte materiale naturale care pot duce la efectele scontate.

Îmbunătățirea condițiilor de oxigenare a unui râu sau lac este o condiție *sine qua non* pentru dezvoltarea speciilor de pești.

Tehnicile de biomanipulare.

O dată cu emanciparea socială și economică a omului, acesta a devenit din ce în ce mai implicat în cercetarea problemelor ecologice. Studiul condițiilor de viață a unor animale și plante și modificarea sau recrearea de condiții în care viața să se dezvolte în mod cel puțin similar cu cele create de natură, a consumat și consumă tot mai mult timp, energie și bani.

În ultimele decenii, studiile de laborator au fost puse în aplicare în mai multe țări ale globului.

Specii de plante sau animale au fost introduse cu scopul de a popula și/sau a ajuta la dezvoltarea unor ecosisteme specifice. În multe cazuri, speciile introduse artificial s-au aclimatizat după așteptări și au dat randamentul scontat. Există însă numeroase cazuri în care speciile de floră sau faună introduse au avut un impact negativ asupra speciilor autohtone, de la modificarea habitatului inițial al speciilor, până la dispariția totală a acestora (exemplul situației de biomanipulare din SUA, zona Marilor Lacuri).

Prin urmare, o metodă non-structurală, poate duce în unele situații la apariția unor presiuni (în acest caz de ordin biologic) la fel de mari, sau chiar mai mari decât o măsură structurală.

Rezolvarea situației este reprezentată de o mai bună cunoaștere a dinamicii speciilor și o monitorizare și intervenție controlată a omului în manipularea speciilor. În cazul în care se vizează renaturarea cea mai bună soluție o reprezintă reabilitarea speciilor autohtone prin studierea condițiilor dinainte de modificarea antropică sau prin studierea unor situri de referință ce reflectă condiții similare.

Metoda poate fi implementată în combinație cu măsuri de reabilitare a habitatelor precum crearea de zone umede sau zone tampon.

Reconsiderarea cerințelor ecologice de apă; Managementul descărcărilor din baraje

Cerința ecologică de apă reprezintă debitul caracteristic unui sector de apă necesar pentru a susține în condiții optime ecosistemele aceluia tronson.

Odată cu dezvoltarea activităților socio-economice cerințele de apă au crescut, fapt ce duce la necesitatea recalculării debitului ecologic ținând cont și de condițiile locale. Fără o bună studiere a dinamicii de până în prezent a cerințelor de apă și o estimare a tendințelor de evoluție a cerințelor nu vom realiza o condiție necesară pentru dezvoltarea în bune condiții atât a resurselor de apă cât și a ecosistemelor dependente.

Managementul cerințelor de apă trebuie să fie direct corelat cu managementul resurselor de apă. După cum a fost prezentat în primul capitol, un

management integrat duce la eficientizarea consumului și utilizarea durabilă a resursei astfel încât această să-și mențină funcțiunile socio-economice și ecologice pentru o cât mai lungă perioadă de timp.

Reconsiderarea cerințelor ecologice de apă este o condiție a planificării oricărui plan de management bazinal. Măsura are avantajul gospodăririi durabile fără dezavantaje în cazul în care se prioritizează și eficientizează consumul apei și se cunosc toate informațiile cu privire la ecosistemele care trebuie susținute și dezvoltate la nivel de corp de apă și de bazin hidrografic.

Împreună cu măsura sus-amintită se poate implementa și managementul descărcărilor din baraje (vezi figura 3.9.). Acesta poate avea ca obiectiv asigurarea de descărcări astfel încât să se respecte debitul salubru, sau debitul ecologic, dar poate avea și ținte mult mai ambițioase, prin planificarea descărcărilor astfel încât să se realizeze spălarea zonelor aval, cel puțin în anumite perioade ale anului (în strânsă corelație cu ciclurile de viață ale populațiilor de plante și animale acvatice din zonele limitrofe).

Oricare ar fi măsurile aplicate pentru atingerea potențialului ecologic bun al corpurilor de apă puternic modificate, ele trebuie să se axeze pe conservarea amenajării râului în condițiile în care se află în prezent și îmbunătățirea calității și regimului apei.

Identificarea tehnicilor bio-ingineresti de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate constituie un prim pas în atingerea obiectivelor stabilite prin Directiva Cadru în domeniul apelor 60/2000/CE pentru corpurile de apă puternic modificate. Pentru implementarea măsurilor de renaturare însă, este necesară o analiză a eficienței soluțiilor găsite. Analiza trebuie să combine atât partea tehnică, cât și cea ecologică, și nu în ultimul rând, cea economică. Îmbinarea unor măsuri tehnice cu măsurile ecologice (biologice) și elaborarea unei analize economice amănunțite necesită implicarea în procesul de gospodărire a apelor a unui personal multidisciplinar. Tehnicile și tehnologiile bioingineresti rezulta tocmai din suprapunerea măsurilor de renaturare structurale și non-structurale, suprapunere efectuată luând în considerare pe lângă condițiile de eficiență tehnică și ecologică și pe cele economice, toate gândite la scară locală, însă într-un cadru mai larg de planificare bazinală.

3.4. Considerente logice în proiectare - tehnici și tehnologii

Proiectarea presupune îmbinarea de informație, energie și proceduri cu scopul atingerii obiectivelor identificate. Proiectarea măsurilor de renaturare se bazează pe dezvoltarea managementului resurselor de apă prin includerea tehnicilor și tehnologiilor de planificare spațială, utilizarea terenului și management a habitatelor specifice sau legate de ecosistemele acvatice. Prin urmare, informațiile cu privire la cadrul natural, condițiile și condiționările sociale și economice, trebuie structurate pentru atingerea obiectivelor vizate și pentru perpetuarea în timp a condițiilor atinse în urma aplicării măsurilor de renaturare. Probabilitatea obținerii unui ecosistem care să ajungă la rezultatele propuse într-un termen cât mai scurt și să mențină funcțiile renaturate pe o perioadă cât mai lungă și cu o eficiență maximă ține de integrarea factorilor determinanți ai geosistemului, ecosistemului și sociosistemului și de înțelegerea răspunsului ecosistemului.

Pentru moment tehnicile și tehnologiile de renaturare se află într-un stadiu incipient și experimental. Este însă cunoscut faptul că tehnicile de renaturare trebuie

să țină seama de totalitatea condițiilor locale și în special de condițiile hidrologice, hidraulice, climatice, fizico-chimice, hidromorfologice și ecologice. Efectele implementării oricăror măsuri se resimt asupra corpului de apă afectat, asupra corpului de apă amonte (uneori) și aval (în majoritatea cazurilor), asupra utilizărilor apei și terenului, asupra bazinului de recepție în general și a florei și faunei ce au legătură cu mediul acvatic.

Pentru ca o măsură de renaturare să fie benefică ea trebuie:

- să îmbunătățească starea apei, cu accent pe reabilitarea și protejarea ecosistemelor acvatice;
- să vizeze dezvoltarea și protejarea biodiversității;
- să mizeze pe răspunsul durabil al ecosistemului acvatic pentru perpetuarea și dezvoltarea pozitivă a condițiilor atinse;
- să integreze tehnici și tehnologii de management al resurselor de apă cu utilizarea durabilă a terenului;
- să obțină rezultate măsurabile în timp și spațiu.

În paginile următoare sunt descrise principalele tehnici și tehnologii ce vizează atingerea parametrilor planificați pentru renaturare.

Primii parametri de luat în seamă se referă la macromorfologia albiei. Forma albiei, continuitatea și dimensiunile albiei sunt caracteristici structurale variabile care determină funcții corelate la scări variate.

Există cazuri în care forma albiei este puternic modificată ca urmare a unei alterări naturale (erupții vulcanice, cutremure, alunecări de teren) dar și ca urmare a unor modificări antropice (escavații sau depunere de materiale în albia majoră sau chiar în albia minoră).

Continuitatea vizează în special legăturile și conectivitatea habitatelor, speciilor, comunităților și a proceselor ecologice la scări multiple (*după Noss, 1991*).

Analizele legate de conceptul de dimensiune trebuie să se scaleze pe problemele referitoare la lățime, linearitate și condițiile de graniță, probleme critice pentru mișcarea speciilor și transportul de energie și materie.

Lățimea, lungimea sau conectivitatea unui corp de apă vor fi privite din prisma funcțiilor vitale ale ecosistemelor ce diferă în funcție de condițiile locale. Valorile limită pentru fiecare funcție pot avea o diversitate mare pentru fiecare indicator morfologic. O lățime ideală pentru susținerea durabilă a unor habitate și a funcțiilor de filtrare variază în funcție de litologia și granulometria albiei. Totodată parametri precum panta și viteza apei nu pot fi excluși din analiză.

Considerațiile practice restrâng zonele de renaturare la coridorul acvatic, însă datorită evoluției dinamice a utilizării terenului, vechi brațe ale unui râu pot rămâne în sectorul neacoperit de analiză. Tocmai de aceea, analiza trebuie realizată la o scară mult mai largă, care să cuprindă pe lângă prezentul coridor acvatic și zonele limitrofe din bazinul de recepție. Restricționarea renaturării la scara prezentei albiei nu poate avea rezultate mulțumitoare referitor la biodiversitatea orizontală a albiilor majore, în special datorită faptului că acestea au fost în majoritatea cazurilor modificate antropic pentru a se acorda mai mult teren agriculturii sau urbanizării. Pentru aceasta trebuie analizată și funcționarea ecosistemelor în situații de ape mari, în condiții naturale sau modificate.

Interacțiunea funcțiilor hidrologice și ecologice din albiile majore impune recomandarea studierii transportului și transformării de materie și energie pentru o arie mai largă decât o reprezintă albia majoră prezentă sau reconstruită a unui râu. O zonă tampon reprezentată de vegetația hidrofilă nu poate constitui în toate cazurile un filtru suficient pentru transportul nutrienților din zona adiacentă. În multe cazuri aplicarea unor practici agricole durabile poate contribui la

îmbunătățirea stării apei fără a mai interveni asupra condițiilor de morfologie a albiei.

În cazul în care aceste practici nu sunt suficiente, lățimea ariei propuse pentru renaturare trebuie să fie stabilită în funcție de:

- *capacitatea de filtrare a albiei și a zonei riverane;*
- *capacitatea de diluție a debitului minim;*
- *necesitățile pentru dezvoltarea habitatelor speciilor acvatice, hidrofile și higrofile;*
- *capacitatea de reducere a efectelor eroziunii sau sedimentării;*
- *capacitatea de reducere a efectelor inundațiilor.*

Dacă de exemplu o specie are nevoie de habitat în interiorul coridorului reabilitat, lățimea coridorului va fi dimensionată astfel încât să i se poată oferi speciei respective condiții prielnice. Ca o regulă, necesitățile de habitat pentru specia cea mai sensibilă, sau cea cu valoarea economică cea mai ridicată, vor da dimensiunile zonei reabilitate.

Astfel, în măsura posibilă, procesul de renaturare trebuie să includă blocarea sistemelor de drenaj artificiale, înlăturarea sau re poziționarea digurilor și restaurarea condițiilor hidromorfologice în albia majoră. Restaurarea microreliefului este foarte importantă acolo unde ea nu vine în contradicție cu măsurile de apărare împotriva inundațiilor, deoarece albia majoră poate oferi habitate specifice pentru numeroase specii care necesită zone de băltiri sau zone în care pânza freatică se intersectează cu apele de suprafață. Restaurarea microreliefului se poate realiza prin lucrări selective în cadrul albiei majore pentru înlăturarea de diguri artificiale și construcția de terase, zone umede, brațe artificiale, meandre și popine.

Informațiile istorice, fotografiile aeriene și o bună cunoaștere a condițiilor de referință oferă indicii cu privire la distribuția și dimensiunile caracteristicilor microreliefului albiei majore.

Funcțiile acvatice nu depind doar de continuitatea și dimensiunile corpului de apă, ci și de caracteristicile litologice, pedologice și ale vegetației asociate.

Când se proiectează măsuri specifice de renaturare trebuie analizate solurile limitrofe cu accent pe limitările sau potențialul de a sprijini dezvoltarea unor specii de plante care reprezintă condiții de habitat specifice pentru anumite comunități de animale. Acolo unde solurile specifice albiei majore nu au fost modificate printr-o simplă analiză hidrogeologică a profilului de sol se poate determina dacă fertilitatea solului permite dezvoltarea speciilor de plante care au fost propuse pentru reamenajarea cu vegetație (cu scopul de a reabilita o specie sau cu scopul de a îmbunătăți condițiile de temperatură și a reduce eutrofizarea). În general solurile aluviale sau argiluvisolurile nu necesită fertilizare suplimentară, sau necesită doar în cazul plantării inițiale. În aceste cazuri o fertilizare suplimentară ar face la dezvoltarea unor specii exotice sau parazitare.

Pentru o privire integrată asupra pedologiei zonei propuse pentru renaturare trebuie încurajate practici de conservare a solurilor care să promoveze calitatea solului astfel încât acesta să desfășoare în condiții optime principalele lui funcții de:

- *menținere și dezvoltare a habitatelor;*
- *filtrare;*
- *infiltrare;*
- *transformare a materiilor organice și anorganice.*

Există însă cazuri când, datorită unor practici agricole incorecte sau datorită traficului unor utilaje grele, solurile s-au compactat. Ele devin astfel relativ impermeabile și nu permit mișcarea apei și a microorganismelor sau penetrarea rădăcinilor. Practicile presupuse în aceste cazuri sunt deseori costisitoare și se

bazează pe ararea solului în adâncime și plantarea unor specii de plante care au rădăcini foarte adânci care pot permite penetrarea solului în profunzime.

Reabilitarea vegetației

Plantarea vegetației are rol atât în decompactarea solurilor cât și în dezvoltarea microfaunei specifice solului sau apelor. Oferind habitat pentru speciile de animale riverane sau acvatic, preocupările de renaturare a vegetației vor ocupa o atenție specială în proiectarea măsurilor alese.

În alegerea speciei sau speciilor de plante ce vor fi plantate trebuie luată în considerare și salinitatea solului deoarece aceasta poate constitui un factor restrictiv în creșterea și stabilizarea vegetației. Salinitatea se poate datora unui regim hidrologic modificat, desecărilor sau scurgerilor de sare din solurile irigate. În urma analizelor de sol, dacă se constată că salinitatea reprezintă o problemă, planificatorii vor trebui să aleagă specii de plante adaptate solurilor sărăturate.

Vegetația în sine reprezintă un factor de control a multor funcții ale ecosistemului acvatic. Renaturarea trebuie să includă protejerea speciilor de plante autohtone sau, acolo unde este cazul, restaurarea structurilor vegetative afectate astfel încât să se protejeze și să se dezvolte funcțiile de habitat, filtru, barieră și resursă. În unele țări au fost efectuate începând din anii '80 ample cercetări pentru stabilirea celor mai potrivite specii pentru renaturarea a diferitelor condiții de referință. *Pentru țara noastră salcia, arinul și plopul pot fi considerate alternative fezabile pentru renaturarea vegetației albiei majore.*

Selectarea vegetației se face și în conformitate cu speciile animale existente în zonă, specii pentru care vegetația poate reprezenta un habitat ce favorizează dezvoltarea. Tendința curentă este de a aplica o abordare sistemică, integrată, privind dezvoltarea florei și faunei.

Vegetația existentă, debrul lemnos, ciaturile cu rădăcinile de copaci tăiați se păstrează pe cât posibil atunci când se dorește reabilitarea cu vegetație a zonelor acvatic și ripariene. Pe lângă faptul că această vegetație oferă controlul eroziunii și filtrarea sedimentelor, ea asigură semințele necesare pentru dezvoltarea naturală a speciilor dar și habitat specific unor numeroase microorganisme. Există și cazuri în care vegetația dezvoltată în urma modificărilor antropice îngreunează renaturarea vegetației autohtone specifice. Pentru o bună reabilitare sunt necesare activități inițiale de control sau activități de întreținere.

Trebuie evitate cazurile în care programele de plantări includ specii alohtone selectate doar datorită faptului că au perioadă de dezvoltare rapidă și se pliază la condițiile autohtone de sol. În unele situații aceste acțiuni duc la consecințe extreme, speciile alohtone ducând la dispariția celor autohtone.

Pentru diferite condiții geomorfologice, de scurgere sau de sol există diferite procedee de distribuție a vegetației. Cunoașterea condițiilor de referință este un element esențial în dezvoltarea programelor de reabilitare a vegetației vis-a-vis de compoziția și distribuția speciilor.

Dacă vrem să obținem o varietate a speciilor trebuie să luăm în considerare un program structurat pe diferite stadii de plantare și întreținere, care are o mai lungă desfășurare în timp. Pentru plantarea unor specii care se dezvoltă mai greu în spații deschise și luminoase, alte tehnici sunt luate în considerare. Aceste specii trebuie plantate la marginea pădurilor deja existente sau plantate după ce primele specii, mai puțin sensibile la condițiile de lumină, s-au maturizat suficient pentru a crea condiții pentru dezvoltarea speciilor umbrofile. În cazurile în care plantarea anumitor specii de plante necesită un program de lungă durată considerentele de ordin financiar pot împiedica implementarea unui astfel de program.

Pe de altă parte în alegerea speciilor de plante reabilite trebuie să se țină seama de micro-condițiile specifice arealului ales pentru renaturare și de capacitatea arealului de a susține renaturarea sau de posibilitatea de a dezvolta programe de renaturare pe termen lung cu management și întreținere de durată sau replantări periodice.

Tehnicile de stabilire a speciilor de plante variază în funcție de caracteristicile corpului de apă și cele riverane. În zonele mai aride se vor planta specii mai rezistente la uscăciune sau cele ce au rădăcini adânci care să asigure contactul cu orizonturile umectate și în timpul perioadelor uscate de ape mici. Pentru aceste zone trebuie luate în calcul și eventuale irigații ale pepinierelor. Pe de altă parte, în zonele cu risc ridicat la inundații trebuie plantate specii higrofile care să reziste la perioade mai lungi în care rădăcinile sau chiar o parte a tulpinii vor suporta efectul apelor mari.

Informațiile de teren de la stațiile pluviometrice sau hidrometrice sunt necesare înaintea stabilirii tipului de vegetație renaturat. Pe de altă parte, informații cu privire la alterările hidrologice locale care pot influența renaturarea pot proveni din discuțiile cu localnicii sau fotografii aeriene. Pe seama acestui set de informații pot fi construite modele ale perioadelor hidrice vegetative, modele ce identifică debitele mari, inundabilitatea anumitor zone din albia majoră și corespondența cu necesitățile anumitor specii de plante. Analiza relației dintre perioadele de ape mari și perioadele vegetative va demonstra următoarele aspecte:

- *existența unor modele fizice de calculare a vulnerabilității unei zone la inundații;*
- *existența unor modele ecohidrologice privind cerințele hidrice ale unor specii de plante;*
- *necesitatea îmbinării cunoștințelor hidrologice cu cele ecologice;*
- *importanța condițiilor de umiditate în alegerea tipului de vegetație renaturat în zona ripariană;*
- *posibilitatea ca scurgerea să fi fost alterată de posibile folosințe sau să fie modificată de lucrările de renaturare, iar renaturarea ecosistemului acvatic sau riparian să nu fie eficientă;*
- *necesitatea raportării obiectivelor renaturării la posibilitățile hidrice de susținere a dezvoltării ulterioare a ecosistemelor.*

Biomanipularea și controlul dezvoltării unor specii renaturate pot duce la atingerea unor obiective multumitoare într-o marjă de toleranță fiziologică acceptabilă. În cazul în care anumite specii nu găsesc condiții hidrice prielnice pentru o dezvoltare auto-susținută, sunt necesare lucrări suplimentare de întreținere. Proiectele care presupun irigații suplimentare pe termen lung trebuie evitate deoarece induc creșterea costurilor de întreținere și scăderea șanselor de succes a implementării. Pe de altă parte există și situații în care o umiditate crescută duce la insuccesul renaturării (în special atunci când este vorba despre păduri).

Există însă și cazuri în care adâncimea la care se află pânza freatică este un factor care restricționează renaturarea mai mult decât o fac condițiile hidrologice de suprafață. Pentru aceste situații trebuie dezvoltate modele ecohidrologice ale dependenței vegetației față de variația apelor subterane.

De asemenea trebuie luate în seamă cerințele hidrice pentru dezvoltarea plantelor în diferite stadii de viață.

Pentru perioada în care plantele se stabilizează în zona renaturată trebuie gândite și procedee de protejare a acestora împotriva animalelor domestice care pășunează în zonă și a animalelor sălbatice sau insectelor. Pentru a preveni eșecul

renaturării vegetației se vor feri zonele cu răsaduri fragile de contactul cu aceste viețuitoare.

În stabilirea zonelor propuse pentru renaturare, planificatorii trebuie să țină seama de conexiunile funcționale ale vegetației cu condiționările existente sau potențiale precum: utilizarea terenului, starea proprietății lui, habitatele rare și/sau protejate, existența zonelor umede, vulnerabile sau sensibile, coridoarele de migrație a florei și faunei etc.

În general se consideră că un covor vegetativ continuu favorizează dezvoltarea ecosistemelor acvatic. Există însă numeroase discontinuități ale covorului vegetal riparian. Funcția ecologică cea mai fragilă este numărul discontinuităților care este acceptabil pentru un sistem acvatic. Discontinuitățile de mare dimensiune pun probleme migrării micilor viețuitoare riverane, dar și faunei acvatice, care este sensibilă și la frecvența acestor pauze în continuitatea covorului vegetal. În Olanda și Statele Unite au fost construite culoare subterane sau supraterane (sub sau deasupra căilor de comunicație) pentru a oferi culoare libere de circulație diferitelor specii de animale.

Tehnicile de renaturare trebuie să vizeze menținerea funcțiilor de bază ale corpului de apă în conformitate cu condițiile de referință prin micșorarea mărimii și numărului de discontinuități.

Un alt element de luat în seamă îl constituie tranziția vegetației riverane la granița cu zonele adiacente. Structura vegetației în această zonă poate afecta dezvoltarea habitatelor și a celorlalte funcții ale ecosistemului acvatic. O graniță care prezintă zone tampon de îmbinare încurajează mișcarea speciilor de o parte și alta a celor două zone învecinate.

Omogenitatea și continuitatea gândite pe orizontală nu trebuie luate în calcul și pentru dipunerea pe verticală a speciilor. Tehnicile de renaturare presupun o eterogenitate care poate pleca de la plantarea speciilor ierboase la plantarea arbuștilor și a arborilor. Stratificarea vegetației influențează vântul, umbra, creșterea anumitor specii de plante și diversitatea faunei.

Diferența dintre zonele exterioare și zonele din apropierea corpului de apă este de dorit. O zonă de graniță graduală spre ecosistemele adiacente va reduce perturbanțele de mediu. Zonele tranziționale favorizează diversitatea speciilor și asigură o scurgere fără mari variații a fluxului de energie și a nutrienților.

Structura verticală a zonei de-a lungul corpului de apă tinde să fie mai puțin diversă. În cazul în care se dezvoltă specii de arbori, aceștia datorită umbrei oferite nu favorizează dezvoltarea unui păienjeniș de alte specii la parterul zonei împădurite, însă favorizează mișcarea apelor și a faunei.

Între măsurile de bioinginerie vegetală zonele tampon au o relevanță aparte. Zonele tampon au o deosebită importanță deoarece datorită vegetației:

- oferă umbră ce reduce temperatura;
- cauzează depunerile și filtrarea sedimentelor și a poluanților;
- reduc încărcarea cu nutrienți a râurilor;
- stabilizează malurile;
- reduc eroziunea;
- oferă habitat ecosistemelor riverane;
- protejează habitatele de pești;
- mențin lanțurile trofice acvatice;
- asigură un peisaj atrăgător;
- oferă posibilități recreaționale.

Criteriile pentru desemnarea mărimii și celorlalte caracteristici ale zonelor tampon sunt variabile. O zonă tampon reprezintă o componentă esențială pentru

protecția coridoarelor acvatice urbane dar și pentru râurile care străbat zone agricole. Mărimea acestora depinde însă în majoritatea cazurilor în mai mare măsură de factorii economici și legali decât de cei ecologici.

În general lățimea zonelor tampon este cuprinsă între 6 și 60 de metri, cu o medie de 30 de metri, recomandată pentru o protecție adecvată a apelor. Deoarece zona de lângă râu sau lac protejează integritatea fizică și ecologică a ecosistemelor ea trebuie să fie formată din specii de arbori care să ofere umbră, debris de frunze și lemnos și protecție împotriva eroziunii. Pentru această zonă trebuie luată în calcul reabilitarea speciilor de plante autohtone sau a celor din secțiunile de referință. Zona mediană poate avea în compoziție pe lângă arbori și arbuști și zone de pajiști cu funcțiuni recreative, iar zona externă poate fi alcătuită din alte specii vegetale decât cele lemnoase.

Deoarece în multe zone, terenurile din apropiere apelor sunt proprietate personală, trebuie gândite și implementate practici de educare a proprietarilor în ideea creării și păstrării zonelor tampon, dar și politici de oferire a unor compensații financiare celor ce sprijină dezvoltarea zonelor tampon.

În principiu o zonă tampon presupune o zonă de protecție a sistemului acvatic, în care activitățile antropice să fie excluse. Există însă cazuri în care continuitatea unor zone tampon este întreruptă. Cele mai dese situații și care trebuie luate în calcul și acceptate în dezvoltarea planurilor de reabilitare sunt reprezentate de existența podurilor, drumurilor, căilor ferate sau a transporturilor speciale (conduce subterane) etc.

Funcții asemănătoare cu zonele tampon au într-o anumită măsură zonele umede. Înainte de proiectarea unor zone umede este necesară o analiză a sistemului hidrologic și ecologic. Există numeroase cazuri în care selectarea unor tehnologii greșite a dus la eșecul eforturilor de renaturare și la pierderea unor sume mari de bani.

O zonă umedă este considerată funcțională dacă îndeplinește următoarele funcții:

- *disipează energia asociată apelor mari reducând pagubele;*
- *reduce eroziunea acționând ca o zonă tampon între albia minoră/majoră și zona adiacentă;*
- *filtrează sedimentele și poluanții;*
- *îmbunătățește calitatea apelor;*
- *ajută la dezvoltarea albiei majore;*
- *îmbunătățește retenția apelor mari și stocarea apelor subterane;*
- *dezvoltă vegetație care ajută la stabilizarea malurilor;*
- *protejează biodiversitatea prin intermediul zonelor de băltire a apei care oferă habitat pentru numeroase specii de plante și animale.*

O zonă umedă este la risc dacă, deși funcțională, anumite caracteristici ale solului, apei sau vegetației o fac susceptibilă de degradare.

În cazul cel mai nefavorabil, o zonă umedă este considerată nefuncțională dacă ea nu oferă condiții de vegetație și sol pentru a disipa energia apelor mari și a reduce efectele eroziunii, nu îmbunătățește calitatea apelor sau nu oferă condiții de habitat pentru speciile de plante sau animale autohtone.

În general se consideră funcționale zonele umede care sunt proiectate să nu se degradeze în situația apariției unor fenomene de ape mari cu frecvență medie (cu probabilitate de apariție o dată la 25 sau o dată la 30 de ani).

Dacă în cazul zonelor tampon efectele vizate au fost mai generale, în cazul zonelor umede, rezultatele scontate sunt clare și trebuie să includă reabilitarea unor

specii de pești sau nevertebrate acvatice și dezvoltarea de habitat prielnic de cuibărit pentru păsări în perioada depunerii ouălor sau de escală în timpul migrației.

În cazul zonelor umede tehnicile de renaturare includ tehnici de restaurare, de creare de noi zone umede sau de dezvoltare a unor funcții într-o zonă umedă existentă. Este însă foarte greu de distins între tehnicile de restaurare și cele de dezvoltare de funcții existente. O distincție între cele două se poate face după cum urmează. Restaurarea presupune renaturarea unei zone umede degradate pentru a atinge condiții existente înainte de apariția unor alterări, în timp ce dezvoltarea unor funcții ale zonelor umede vizează creșterea funcționalității unor atribute ale zonei umede peste starea lor originală. De multe ori însă, dezvoltarea unor funcții aduce degradarea altora. De exemplu, creșterea nivelului apei într-o zonă umedă va dezvolta un habitat mai bun pentru dezvoltarea peștilor, dar va reduce capacitatea zonei umede de a reduce efectele apelor mari. Astfel, în cazul în care se propune dezvoltarea unor funcții ale zonelor umede, proiectarea trebuie să aibe în vedere reducerea sau dispariția altor funcționalități.

Crearea de zone umede înseamnă convertirea unei zone uscate sau fără vegetație într-o zonă umedă, deci apariția unei zone umede undeva unde ea nu exista înainte de implementarea măsurilor de renaturare. În cazul creării de zone umede, principala provocare o reprezintă aducerea apei într-un areal unde ea nu se afla în mod natural și stabilizarea unei vegetații specifice zonei umede pe soluri care nu sunt hidrice. Multe încercări de creare de zone umede au drept rezultat apariția de ecosisteme care nu seamănă cu cele din zonele umede naturale și dezvoltarea de funcțiuni limitate.

Tehnicile de renaturare a zonelor umede sunt fie pasive, fie active. Prima metodă presupune îndepărtarea factorilor care cauzează degradarea zonei umede și apoi observarea dezvoltării naturale a zonei.

De exemplu, dacă o zonă umedă este deteriorată ca urmare a pășunatului, înlăturarea animalelor din zonă poate reprezenta singura activitate necesară reabilitării zonei umede. Această metodă pasivă permite regenerarea naturală a vegetației, revenirea animalelor și restabilirea hidrologiei și solurilor specifice zonei umede.

Tabel 3.1. - Probleme generale ale zonelor umede și metode corectoare

Pagube zone umede	Cauza pagubei	Propunere de soluționare
Hidrologie		
Deteriorarea calității apei	Exces de sedimente sau nutrienți în scurgerile din zonele adiacente	Lucrări pentru schimbarea practicilor de utilizare locală a terenului; instalarea zonelor tampon/vâlcelelor/ structurilor pentru tratarea apelor/decantoarelor pentru sedimente.
Deteriorarea calității apei	Exces de sedimente de pe versanții aflați în proces de eroziune	Stabilizarea versanților prin vegetație/structuri biodegradabile.
Hidrologie modificată	Canale sau conducte de drenare	Conectarea și curățarea canalelor sau înlăturarea lor.
Hidrologie modificată	Intersectarea drumurilor cu rigole subdimensionate	Înlocuire cu rigole de mărime adecvată sau cu un pod.
Hidrologie alterată	Foste zone umede îndiguite de la izvor	Înlăturarea digurilor sau instalarea structurilor de control al apei

Soluri		
Elevație ridicată	Depunere sau umplere de sol	Îndepărtarea materialului.
Subsidență	Îndepărtarea solului; oxidarea materialelor organice; îndepărtarea apelor subterane	Adăugare de depuneri; sedimentare naturală.
Soluri toxice	Depozitare de produse din procesele industriale in-situ și din alte locații; scurgeri și/sau concentrații ridicate de compuși toxici	Sisteme de tratare sau metode adecvate pentru sol/poluant; îndepărtarea materialului; acoperirea cu sol adecvat.
Biotă		
Pierderea biodiversității	Schimbare a habitatului original	Reabilitarea plantelor indigene și a comunităților de animale prin colonizare naturală.
Pierderea speciilor de plante indigene	Plante invazive și/sau alohtone; schimbări în hidrologie; schimbări în utilizarea terenului.	Înlăturarea plantelor invazive, alohtone (permiterea plantelor indigene să recolonizeze); încercarea de inversare a schimbărilor în hidrologie.

Aceste metode pasive sunt cele mai potrivite în cazurile în care zonele degradate încă mai păstrează caracteristicile de bază ale unei zone umede, iar sursa degradării este una care poate fi stopată. Succesul metodelor pasive depinde de accesibilitatea sursei de apă, proximitatea plantelor și animalelor specifice zonei umede și de existența unor mecanisme de aducere a speciilor hidrofile sau higrofile în situl restaurat. Beneficiile renaturării pasive sunt costurile mici și gradul mare de certitudine că zona umedă rezultată va fi compatibilă cu atributele hidromorfologice ale zonei și va fi durabilă sub aspectul menținerii și dezvoltării funcțiilor dobândite.

Pentru multe alte zone umede însă, metodele pasive sunt insuficiente pentru restaurarea unui sistem natural. Metodele active presupun o intervenție fizică antropică prin care se vor crea noi zone umede, se vor reabilita altele existente sau se vor dezvolta acțiuni pentru creșterea anumitor funcții ale unei zone umede. Tehnicile active se vor implementa în cazul în care obiectivele renaturării nu pot fi atinse în orice alt fel și în general în cazurile în care degradările sunt severe. Tehnicile active includ acțiuni precum: reconturarea topografică a unei zone, modificarea regimului hidrologic prin construirea unor structuri de control, însămânțări sau plantări intensive, controlul speciilor alohtone, schimbarea tipului de sol (aducerea unui tip de sol higrofil care să susțină vegetația specifică zonei umede).

Planificarea zonelor umede trebuie continuată cu un monitoring și un management de lungă durată, toate aceste acțiuni presupunând, bineînțeles, costuri foarte mari.

Reabilitarea albiei

Pe lângă măsurile care vizează reabilitarea vegetației trebuie avute în vedere și măsurile care se adresează direct corpului de apă și care presupun reabilitarea sau chiar reconstrucția râului.

Selectarea dimensiunilor râului (lățime, adâncime, forma secțiunii transversale, panta etc) poate fi cea mai dificilă parte a renaturării unui corp de apă puternic modificat. Pe lângă reabilitarea dimensiunilor, trebuie acordată o atenție specială și reabilitării traseului unui râu.

În general, tehnicile de reabilitare a unui corp de apă puternic modificat se dezvoltă pe baza unor condiții hidrologice care să reprezinte situația la ape mici și

ape medii. Cazul cel mai utilizat ca medie este reprezentat de debitele cu probabilitatea de apariție de o dată la 3 ani. Transportul de sedimente care este responsabil de dinamica formei patului albiei trebuie luat în calcul pentru estimarea debitului efectiv. Debitul solid poate fi determinat prin măsurători sau rezultat din ecuații de calcul ale transportului de sedimente.

De asemenea trebuie luate în considerare și debitele la ape mari și frecvența viiturilor. În cazul în care măsurile de apărare împotriva inundațiilor impun constrângeri în planificarea renaturării, prioritizarea măsurilor de aplicat se va face luând în considerare toți factorii hidrologici și ecologici.

În cazurile în care dimensiunile sau traseul râului trebuie reabilitate, sau unde construirea de noi structuri este necesară pentru realizarea stabilității laterale sau verticale, este necesar ca tehnicile și tehnologiile de renaturare să ia în calcul și tendințele hidrologice prevăzute. Dacă anumite nivele sau debite sunt necesare pentru atingerea obiectivelor renaturării, este imperativ ca ele să fie calculate pornind de la condițiile prezente și prognoza pe termen lung a evoluției lor.

Bunele practici de renaturare se bazează și pe estimarea elementelor de hidraulică sau stabilitate a râului în condiții de debit mai mare sau mai mic decât cel prevăzut în situația dorită.

Un alt element de luat în calcul este forma albiei. Ea poate fi dreaptă, meandrată sau formată din mai multe brațe. Analiza la un moment dat este insuficientă deoarece forma albiei are o evoluție spațială dinamică în timp. Albiile rectilinii sunt greu de găsit în formă naturală și stabilă, însă cele meandrate sau despletite în brațe sunt mai comune și pot reprezenta situații naturale, aproape de stabilitatea dorită prin renaturare.

Reabilitarea formei râului se va dezvolta după analizarea relațiilor existente între elementele hidrologice, cele hidraulice și cele geomorfologice. Condiționările cele mai relevante sunt reprezentate de relația dintre debitul lichid, debitul solid și pantă.

O variantă de renaturare a albiei ar putea fi reprezentată de implementarea unor măsuri care să aducă corpul de apă luat în studiu la forma stabilă similară unor condiții de referință analizate anterior.

O abordare graduală poate sprijini procesul de selectare a măsurilor de renaturare. Procesul este unul iterativ în oricare pas al analizei ne-am afla. O propunere de analiză a metodelor și măsurilor de renaturare a albiei trebuie să cuprindă următoarele etape:

- analiza debitului mediu și a lățimii și adâncimii albiei la debitul proiectat;
- analiza litologiei albiei;
- verificarea stabilității albiei;
- determinarea lungimii corpului de apă, a pantei și a sinuozității;
- estimarea formei dorite: analiza geometriei meandrelor sau despletirii în brațe.

În numeroase cazuri este de dorit să se remeandreze cursuri care au fost recalibrate în perioada în care se considera necesară implementarea de măsuri de rectificare a albiei.

În cazurile în care debitul solid este redus, panta și dimensiunile râului vor fi parametrii care vor dimensiona debitul și viteza apei astfel încât să fie suficient de mari încât să prevină sedimentarea, dar totodată să fie suficient de reduse pentru a evita eroziunea patului albiei și a malurilor. Odată cunoscută panta medie a râului, prin măsurători, coeficientul de remendrare poate fi determinat prin înmulțirea lungimii râului în linie dreaptă cu rația dintre panta văii râului și panta râului.

Meandrele pot fi apoi proiectate începând de la o procedură simplă precum modelarea râului cu o ață pe hartă sau prin relații de analogie cu o zonă de referință sau prin exerciții de geometrie hidraulică. Stabilitatea râului astfel proiectat este evaluată apoi pentru toate situațiile de debite posibile prin elaborarea unei analize a impactului sedimentelor. Pentru retușul proiectării vor apărea detalii precum lățimi variabile, adâncimi laterale variabile și chiar propuneri de protecții de mal. Prin urmare, meandrele nu vor fi uniforme.

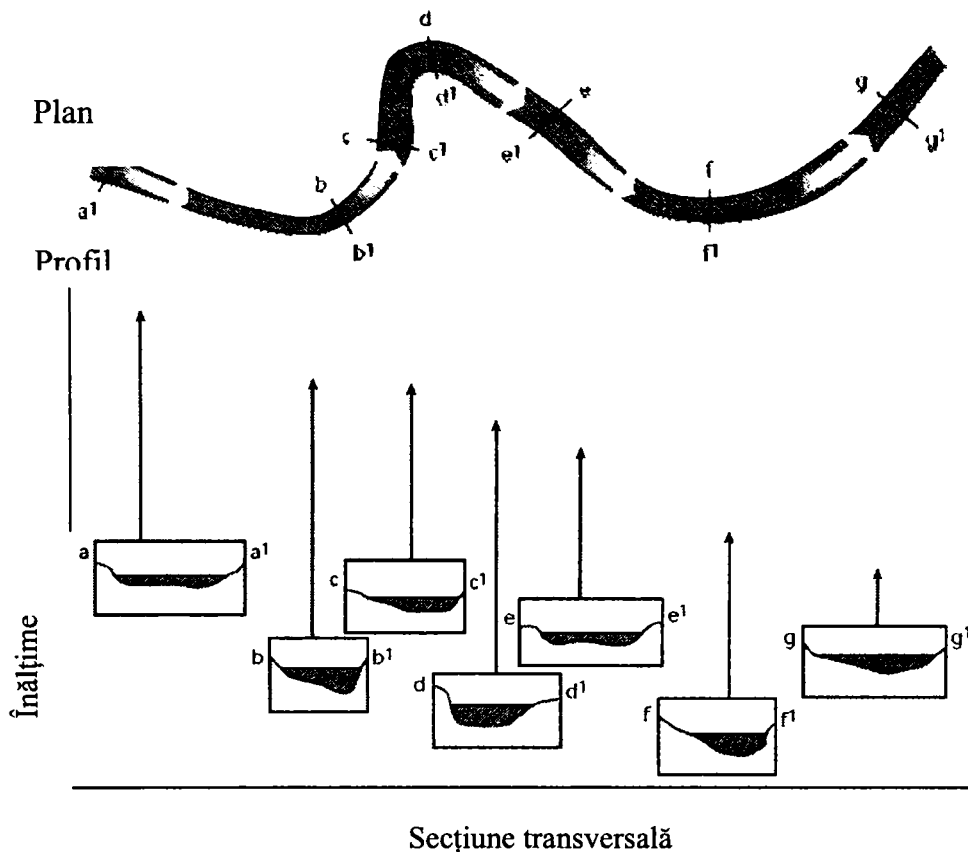


Fig. 3.20. Exemple în plan și în profil a unor meandre naturale (după USDA, National Engineering Handbook, 1998)

Selectarea dimensiunilor cursului remeandrat implică în primul rând determinarea valorilor medii pentru lățime și adâncime. Aceste determinări se efectuează pe baza evaluării sau simulării situațiilor posibile de debit lichid și solid, a coeficientului de rugozitate, a rezistenței litologice și a pantei medii a albiei minore și majore. Atât lățimea suprafeței ocupată de o meandă, cât și adâncimea râului pot suferi datorită unor factori restrictivi colaterali, care trebuie și ei luați în seamă în timpul proiectării renaturării unui râu prin remeandrare. Astfel suprafața pe care se va desfășura o meandă trebuie să respecte lățimea albiei majore naturale sau, în cazul în care există îndiguiri, să se includă în limitele date de digurile de protecție. De asemenea, adâncimea proiectată trebuie să țină seama de asigurarea proiectată a digurilor, în cazul în care acestea există, dar și de înălțimea zonei amonte, aval și

a zonelor limitrofe, din considerente de reducere a riscului de apariție a eroziunilor de fund sau laterale și a riscului de inundație.

După selectarea lățimii și adâncimii medii a râului propus pentru remeandrare, aceste dimensiuni trebuie detaliate în mai multe secțiuni transversale proiectate neuniform pentru a fi compatibile cu unele reale (fig. 3.20.), măsurate în secțiuni de referință, cu scopul de a respecta diversitatea fizică oferită de natură și astfel a oferi șanse biodiversității.

Considerând remeandrea ca o metodă fezabilă în numeroase cazuri, în rândurile de mai jos vor fi descrise câteva tehnici de proiectare ce se bazează fie pe corelarea celorlalți parametri de control proiectați cu cei din secțiunile de referință și determinarea pantei prin calcule hidraulice ca urmare a înglobării tuturor parametrilor de luată în seamă, fie prin determinarea pantei în primul rând.

O primă abordare se bazează pe refacerea meandrelor după modelul existent înainte de implementarea măsurilor de rectificarea a albiei. Această tehnică este fezabilă în cazul în care debitul lichid și cel solid sunt similare condițiilor existente înainte de alterările hidromorfologice. Stabilitatea remeandrării poate astfel să fie garantată prin realizarea unui curs pe vechiul aliniament al albiei.

Pe de altă parte, dacă nu se cunoaște sau nu poate fi refăcută morfologia albiei de dinainte de alterări, se pot folosi ca secțiuni de referință corpuri de apă naturale similare, fie cele situate în apropiere de sectorul propus pentru renaturare, fie cele care prezintă aceleași condiții hidromorfologice, chiar dacă sunt situate într-un alt bazin hidrografic.

O altă tehnică se bazează pe folosirea unor relații empirice de estimare a lungimii meandrei, raza curbei de deschidere și a amplitudinii meandrei pe baza lățimii albiei sau a debitului. Din literatura de specialitate reiese că lungimea meandrei este de maxim 12,5 ori mai mare decât lățimea albiei, iar raza deschiderii meandrei (r_c) poate fi minim de 1,5 ori mai mare decât lățimea albiei și maxim de 4,5 ori mai mare decât aceasta, dar în mod normal $2l < r_c < 3l$, în timp ce amplitudinea meandrei (M_A) este de 0,5 până la 1,5 ori mai mare decât lungimea meandrei (L).

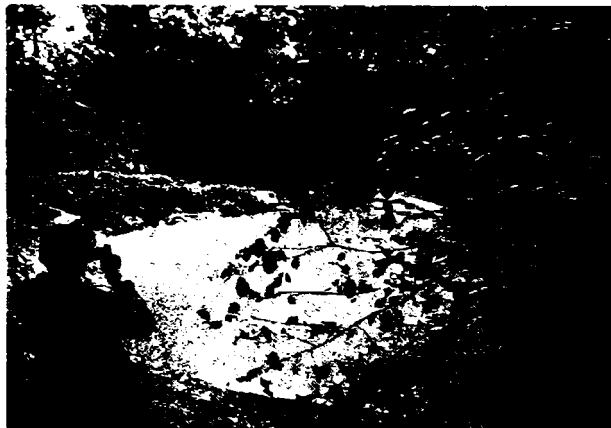


Fig. 3.21. Remeandrare râu Groenlose Slinge (2006, Olanda)

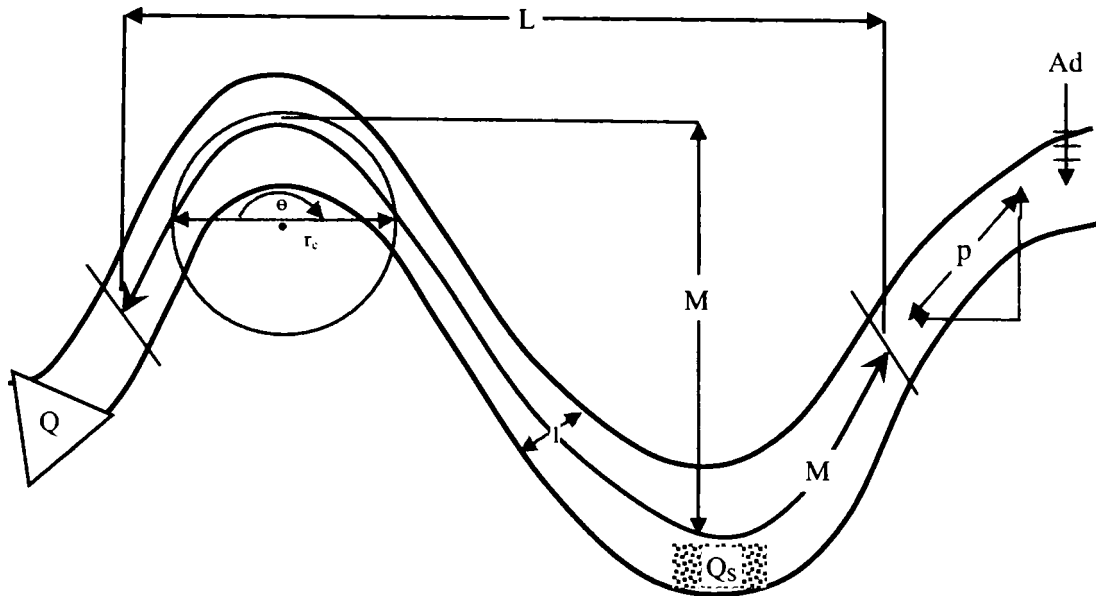


Fig. 3.22. Variabile utilizate în remeandrare

- L = lungimea meandrei
 M_L = lungimea arcului meandrei
 l = lățimea medie a albiei
 M_A = amplitudinea meandrei
 r_c = raza deschiderii meandrei
 θ = unghiul de deschidere
 p = panta medie a talvegului
 Ad = adâncimea albiei
 Q = debit lichid
 Q_s = debit solid

Totodată există analize bazinale care au dezvoltat metode de estimare a lungimii meandrei și a razei și unghiului curbei de deschidere a meandrei, astfel încât albia să dobândească și să mențină condiții de stabilitate.

Numărul parametrilor luați în calcul este variabil. În general formulele de hidraulică după care se calculează meandrarea iau de obicei o formă simplă:

$$l = k_1 Q^{k_2} T_{Q_s}^{k_3} \quad 3.1.$$

$$Ad = k_4 Q^{k_5} T_{Q_s}^{k_6} \quad 3.2.$$

$$p = k_7 Q^{k_8} T_{Q_s}^{k_9} \quad 3.3.$$

unde:

l = lățimea albiei

Ad = adâncimea albiei

p = panta medie

T_{Q_s} = textura granulometrică a sedimentelor (mm)

Q = debitul mediu în m^3/s

k = coeficienți de calibrare a meandrării

Formula pentru identificarea stabilității albiei prin stabilirea lățimii optime dă rezultatele cele mai bune, cea pentru adâncime dă erori mai mari, iar cea pentru pantă este cea mai vagă.

Din calculele efectuate până în prezent s-au dezvoltat câteva ecuații de interdependență între coeficientul de sinuozitate (K) al unui râu și lățimea (l) sau adâncimea albiei (Ad).

Tabel 3.2. Ecuații empirice pentru remeandrare stabilă (după Williams, 1986)

Ecuație	Scară de aplicabilitate
$l = 12,5Ad^{1,45}$	$0,03 \leq Ad \leq 18 \text{ m}$
$Ad = 0,17l^{0,89}$	$1,5 \leq l \leq 4000 \text{ m}$
$l = 73Ad^{1,23}K^{-2,35}$	$0,03 \leq Ad \leq 18 \text{ m}$ și $0,36 \leq K \leq 0,80 \text{ m}$
$Ad = 0,15l^{0,50}K^{1,48}$	$1,5 \leq l \leq 4000 \text{ m}$ și $0,36 \leq K \leq 0,80 \text{ m}$

După Schumm (1960), stabilitatea unei albie cu textură nisipoasă sau argiloasă este dată de raportul dintre lățimea și adâncimea albiei la debitul mediu anual (Y) și procentul de nisip și argilă din albie și maluri (X).

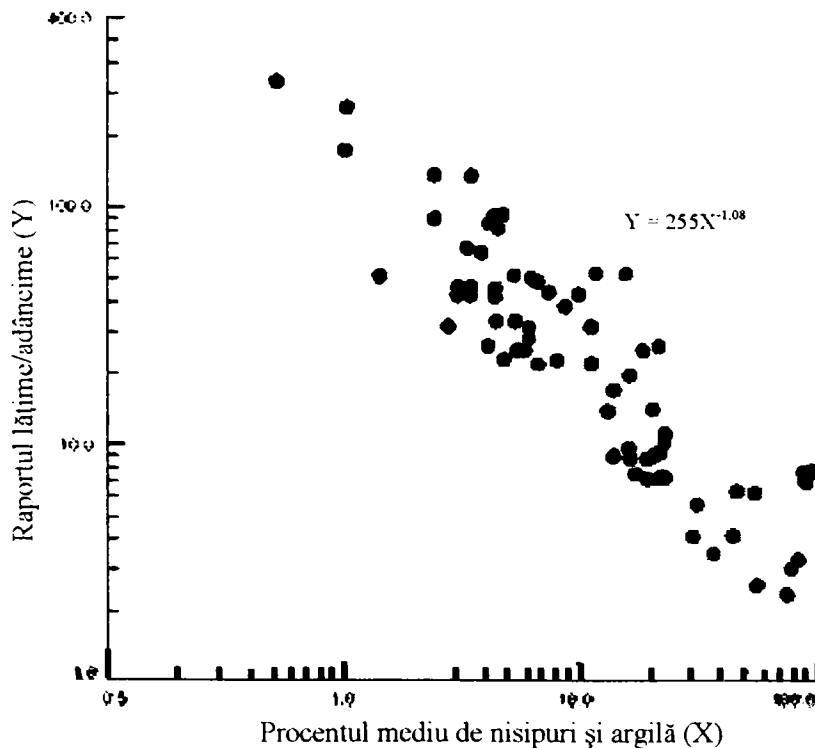


Fig. 3.23. Relația de stabilire a stabilității a lui Schumm (1960)

Raportul lățime/adâncime este calculat pe baza unor secțiuni transversale de referință, iar X este calculat după cum urmează:

$$X = [(P_p \times l) + (P_m \times 2Ad)] / (l + 2Ad) \quad 3.4.$$

unde:

P_p , este procentul de nisip și pietriș în patul albiei;

P_m , este procentul de nisip și pietriș în mal;

l , este lățimea albiei;

Ad , este adâncimea albiei.

În exemplul ilustrat în figura 3.23. linia roșie arată zona de stabilizare a albiei, sub linia de stabilitate se află albiile în degradare, iar peste se află albiile în proces de reabilitare.

În figura 3.23. sunt prezentate rezultatele privind stabilitatea albiei efectuate de Schumm. Ecuația stabilității arată că:

$$Y = 255X^{-1,08} \quad 3.5.$$

Stabilitatea verticală sau orizontală a albiei este esențială pentru renaturarea albiilor și a ecosistemelor aferente. Figurile 3.23. și 3.24. prezintă relațiile de dependență între diferiți parametri ai unei meandre cu scopul de a prezenta zona de stabilitate în care corpul de apă renaturat se poate dezvolta în condiții durabile la o adâncime și/sau lățime a albiei date.

Pentru a identifica stabilitatea malurilor Lohnes și Handy au dezvoltat în 1968 o ecuație a numărului de stabilitate (N_s). Acest număr este o funcție a unghiului de frecare a malurilor (ϕ) și a unghiului malului (i):

$$N_s = (4 \sin i \cos \phi) / [1 - \cos (i - \phi)] \quad 3.6.$$

Înălțimea critică a malului (H_c) este calculată ca:

$$H_c = N_s (c / \gamma), \quad 3.7.$$

unde:

c = coeficientul de compactare (g/m^2);

γ = greutatea materialului friabil (g/m^3)

Figura 3.25. ilustrează ecuația stabilității malului în funcție de unghiul malului și înălțimea acestuia.

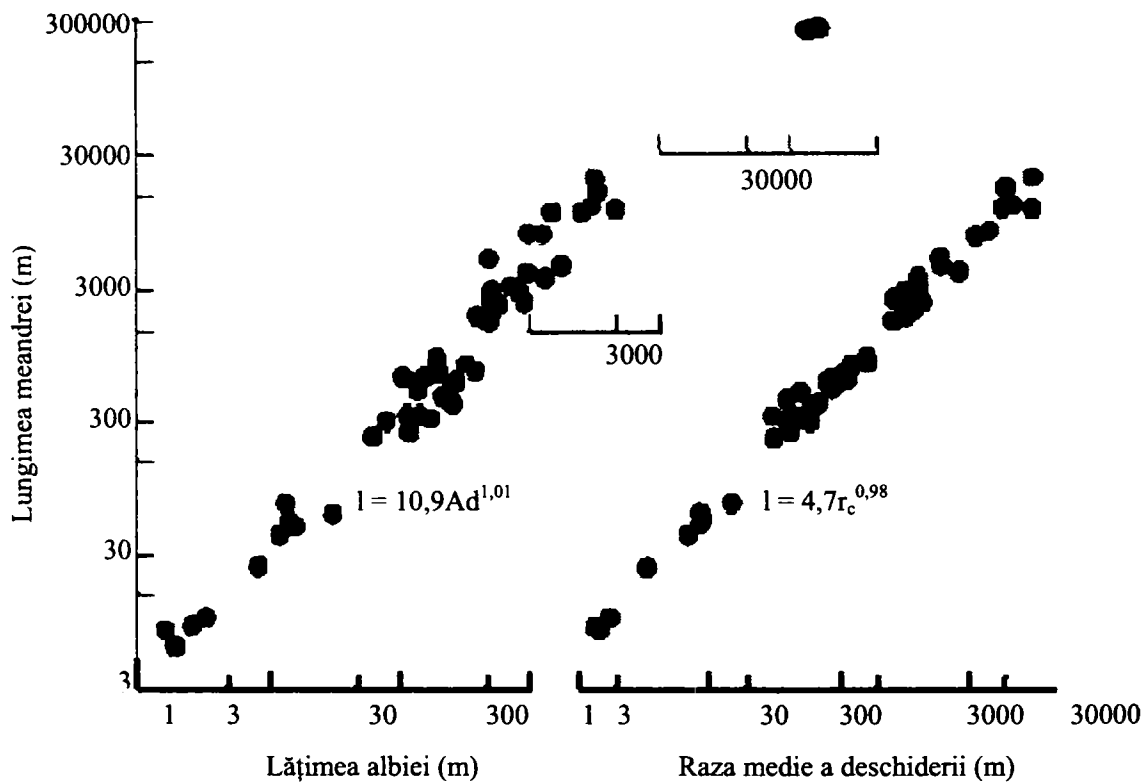


Fig. 3.24. Relații geometrice pentru stabilirea stabilității meandrării (Leopold, 1994)

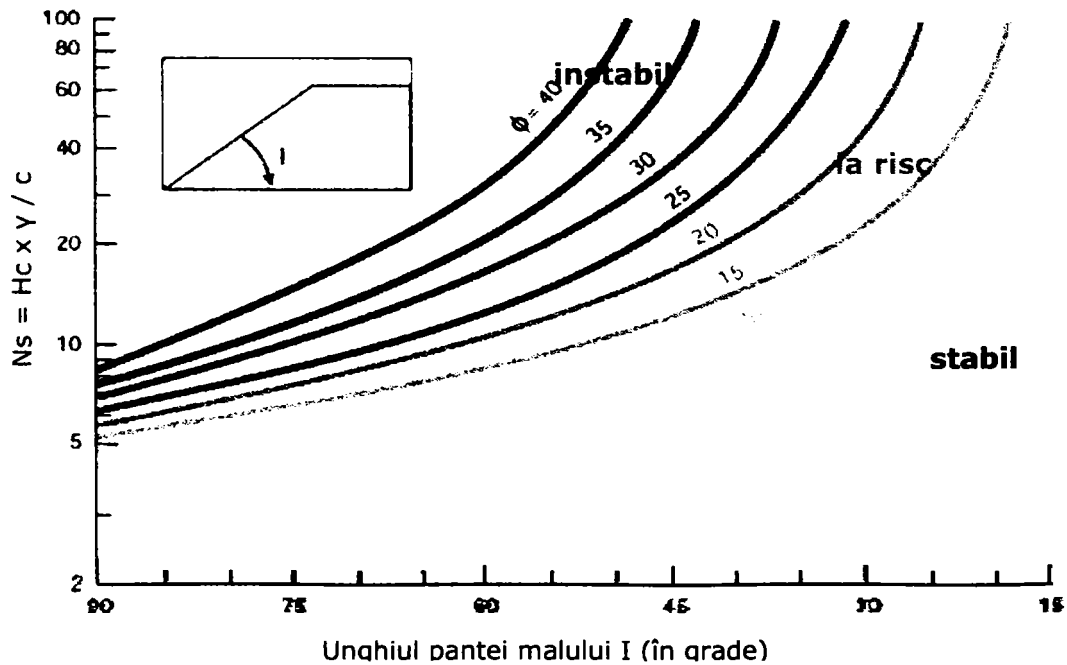


Fig. 3.25. Condiții de stabilitate a malului (după Chen, 1975)

Ca și în cazurile de remeandrare și pentru cazurile de re poziționare a digurilor și creare de zone umede, formulele hidraulice pentru dimensionarea albiei minore sau majore trebuie folosite cu mare atenție deoarece existe numeroase alte considerente de ordin hidromorfologic de luat în seamă:

- formulele hidraulice de dimensionare iau în general în calcul doar anumite tipuri de debite (de exemplu debite maxime și medii multianuale);
- informațiile cu privire la debitul solid trebuie detaliate astfel încât să se cunoască structura și textura acestuia;
- informațiile cu privire la starea amonte și aval de corpul de apă modificat trebuie să includă și modificările așteptate pe aceste tronsoane după implementarea unor măsuri de renaturare;
- ignorarea unor variabile necunoscute pentru simplificarea sistemului hidrologic și hidraulic poate duce la grave erori;
- erorile în estimarea unor parametri greu de determinat prin măsurători sau programe de modelări pot duce la obținerea unor rezultate nemulțumitoare;
- informațiile hidromorfologice trebuie verificate pe secțiuni de referință.

Măsurile de renaturare a albiei au drept rezultat o îmbunătățire a calității habitatelor acvatice. Prin urmare practicarea reabilitării cursului unui râu se evidențiază ca metodă mult mai eficientă decât tehnicile de biomanipulare. Reabilitarea speciilor de pești sau macrofaună acvatică va avea eficiență mai mare dacă se va baza pe condiții de habitat renaturate. Măsurile de reabilitare a albiei garantează durabilitatea reabilitării unor specii ce vor beneficia de un habitat propice.

Reabilitarea versanților

În conexiune cu măsurile de renaturare a vegetației trebuie văzute și măsurile de bioinginerie a solului. Bioingineria solului se referă la utilizarea de materii vegetale vii și în descompunere în combinație cu alte materiale naturale și sintetice pentru stabilizarea versanților, reducerea eroziunii și stabilizarea covorului vegetal. Selectarea celor mai potrivite tehnici bioingineresti ale solului sunt esențiale pentru succesul renaturării.

Chiar și acolo unde albiile nu înregistrează în mod frecvent fenomene hidrologice extreme, măsurile de renaturare pot să includă tehnici temporare de stabilizare a malurilor. Obiectivele vizate sunt reducerea eroziunii adesea asociată cu malurile lipsite de vegetație și dezvoltarea de habitate prielnice unor specii acvatice (fig. 3.26.).



Înainte



După

Fig. 3.26. Mal stabilizat cu covor vegetal

În multe cazuri, o hidrologie modificată impune necesitatea implementării unor tehnici de protecție de mal, protecție care poate fi oferită de vegetație, pietre, sau chiar structuri din materiale artificiale. Dacă structurile sunt construite pentru a asigura o protecție permanentă, vegetația este utilizată pentru a corecta unele deficiențe ecologice.

Așa cum s-a menționat ulterior, tehnicile de protecție biologică a malurilor, independente sau în combinație cu alte materiale naturale, fac parte din tehnicile de bioinginerie a solului. Bioingineria solului se bazează nu doar pe însămânțări, plantări, ci și pe fixarea de țărushi vii, sade sau fascine vii. Aceste tehnici combinate au drept scop o protecție imediată împotriva eroziunii malului și împotriva spălării și degradării vegetației renaturate sau a celei cu rol de fixare a versantului, în perioadele incipiente de creștere.

Pe lângă analiza condițiilor hidrologice și pedologice, în proiectarea măsurilor de protecție biologică a malurilor vor fi incluse și considerații privind disponibilitatea materialelor necesare, urgența lucrărilor și perioadele de timp prielnice desfășurării lucrărilor, accesul la zonă și problemele impuse de mentenanța pe termen lung. Astfel, pe lângă cunoașterea detaliată a informațiilor legate de niveluri, debite, viteză a apei și perioade de apariție a apelor mari, proiectantul trebuie să dobândească informații cu privire la structura solului și litologie, la tipurile de vegetație pretabile și adapatabile, la cantitatea de lumină ce cade pe versantul vizat și să gândească posibile măsuri conexe de protejare a lucrărilor, de exemplu, să se asigure că pășunatul va fi interzis cel puțin în perioada de fixare a vegetației. Având în vedere rezistența scăzută a plantelor la acțiunea de spălare a apei în etapa inițială de dezvoltare, reabilitarea se va efectua pe sectoare. În partea superioară a versantului se vor efectua însămânțări, plantări de rădăcini sau răsaduri, în timp ce în partea inferioară, ce poate fi mai des supusă acțiunii mecanice a apelor vor fi plantați țărushi vii (exemplu: de salcie) sau instalate sade, care sunt mai rezistenți la eroziune și oferă imediat protecție a malului și reducere a vitezei de curgere.

Densitatea plantărilor și adâncimea la care sunt înfipte rădăcinile sunt factori de care depinde succesul acestei metode.

Îmbinarea factorilor ecologici cu cei economici fac măsurile de bioinginerie a solului foarte atractive pentru gospodăriile de ape.

Toate măsurile de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate vizează reabilitarea habitatelor acvatice. Principalii factori ce controlează calitatea habitatelor acvatice includ:

- *condițiile hidrologice;*
- *structura fizică a albiei minore, albiei majore și a versanților/malurilor;*
- *calitatea apelor;*
- *structura și utilizarea zonei riverane;*
- *alte componente biologice.*

Măsurile de renaturare pot fi proiectate pentru a se adresa unor deficiențe particulare (precum un mal erodat sau anumite caracteristici de habitat), însă dacă ele nu reabilitează funcțiuni pentru dezvoltarea de procese durabile, vor fi considerate măsuri focalizate pe rezolvarea unei probleme specifice și nu măsuri de renaturare a ecosistemului. Cea mai bună metodă de reabilitare a habitatelor este renaturarea unui corp de apă puternic modificat pentru ca acesta să devină pe deplin funcțional și să dezvolte calități pentru susținerea durabilă a condițiilor hidromorfologice și ecologice dobândite.

CAP. 4. METODE DE SELECTARE ȘI PRIORITIZARE A MĂSURILOR DE RENATURARE

4.1. Strategii de management versus plan de acțiune

La o primă vedere cele două concepte expuse în titlu se referă la același lucru. Există însă puncte de vedere uneori diferite în definirea lor, iar când ne referim la complexitate, balanța pare să cadă în favoarea utilizării cuvântului „strategie” deoarece acesta accentuează caracterul dinamic al procesului. O strategie include un plan de acțiune, însă reciproca nu este valabilă.

Strategiile de management a resurselor de apă ce încep să se creioneze în acest secol se bazează într-o anumită măsură pe strategiile tradiționale, însă de multe ori pornesc de la baze și concepte noi. Toate aceste strategii însă, formează un tot unitar, în particular pot apărea diferențe enorme între țări, acestea aplicând metodele care se pliază cel mai bine potențialului hidrologic și nevoilor specifice. Noile politici în domeniul apei diferă de la caz la caz, în funcție de prioritățile zonale, însă toate au ca element comun gospodărirea pe bazin hidrografic.

Un plan de acțiune se bazează pe identificarea problemelor și a obiectivelor țintă și propune măsuri concrete pentru rezolvarea problemelor într-un termen dat și cu un buget asigurat, sau cel puțin asigurat. O strategie de management presupune elaborarea unui plan de acțiune, dar cuprinde și câteva aspecte cheie necesare implementării acestuia. Strategia de management reprezintă deci un proces mai complex care corelează fiecărei măsuri de gospodărire a apelor cuprinse în plan mijloace și metode care vor sprijini realizarea efectivă a acestora. Scopul formulării unei strategii de management a resurselor de apă este de a asigura măsuri de gospodărire a apei în concordanță cu obiectivele politicii abordate în domeniul apei.

Astfel, o strategie de management a resurselor de apă trebuie să ia în calcul condiționările impuse de procesele de dezvoltare a resurselor de apă în prezentul cadru legal și instituțional. Trebuie gândite și dezvoltate componentele referitoare la asigurarea suportului pentru implementare, de la aprobarea planului de acțiune, la asigurarea de suficient personal bine instruit care să elaboreze și să implementeze activitățile de management, și nu în ultimul rând la asigurarea participării publicului în procesul de luare a deciziei.

O bună strategie de management trebuie să fie direcționată spre o dezvoltare durabilă a resurselor de apă și a economiei în general, inclusiv prin impulsivitatea proiectelor și investițiilor private.

Formularea politicilor și strategiilor de management a resurselor de apă din fiecare țară în parte este influențată de condiționări de natură legală, instituțională, economică, socială, fizică și de mediu. Tipul de strategie ales trebuie să fie modelat și în funcție de nevoile specifice ale regiunii raportate la potențialul hidrologic. O dată stabilită strategia aceasta nu este intangibilă, ea trebuind să fie maleabilă ca reflex la feedback-ul unor programe și proiecte finalizate sau în curs de aplicare. Succesul implementării strategiilor de management a resurselor de apă ține și de această capacitate de modificare a programelor în timpul aplicării lor în funcție de efectele acțiunilor.

Procesul de participare a publicului se desfășoară în paralel cu stabilirea strategiilor de management deoarece atât sectorul economic, cât și comunitatea sunt afectate de adoptarea și implementarea anumitor măsuri. Folosirea mass-mediei este o metodă esențială pentru a face publicul să conștientizeze problemele și opțiunile în managementul resurselor de apă (*UNESCO, 1987*), fără a face însă o prea largă publicitate problemelor de natură tehnică ce trebuie lăsate în seama consultanților sau experților tehnici, cel puțin în prima fază a elaborării strategiilor.

Pentru succesul strategiilor de management este important ca sprijinul să fie acordat încă de la cel mai ridicat nivel în stat. Aici trebuie să existe un minister sau o echipă inter-ministerială căreia trebuie să-i fie înaintate rapoartele de formulare a strategiilor de management integrat. În același timp trebuie formată o echipă de experți care să aibă responsabilitatea pentru procesul de formulare și implementare a acestor strategii. Având în vedere că strategiile de management pot implica organizații diferite și de la nivele politice și administrative diferite, pasul următor este determinarea partenerilor. Parteneriatul dintre aceștia trebuie să fie bazat pe transparență atât interioară (informare și consultare a partenerilor), cât și exterioară (comunicarea etapelor și a obiectivelor urmărite prin rapoarte publice).

După stabilirea partenerilor urmează identificarea organizațiilor cu drept de decizie (stakeholders) și definirea rolului pe care aceștia îl vor avea în procesul de abordare și implementare a managementului integrat. Această etapă ia în general forma așa-numitei analize a stakeholderilor, care trebuie să fie clară și explicită în special în partea privitoare la atribuirea responsabilității între instituțiile implicate. Abia apoi se vor determina structura planului de lucru, programul, procedurile de consultanță și comunicare internă și externă. În acest punct trebuie luate în considerare resursele umane și instituționale, participarea organizațiilor cu rol în procesul de luare a deciziei, sistemul informațional, aspectele economice și de mediu, convențiile internaționale (*FAO, 2000*).

Prima fază în elaborarea propriu zisă a strategiilor de management este evaluarea resurselor de apă. Aceasta se realizează prin examinarea aspectelor fizice și a întregii varietăți de factori care influențează dezvoltarea și utilizarea resurselor de apă. Această fază implică realizarea unui inventar, din punct de vedere al condiționărilor administrative, instituționale și legale, al resurselor de apă și al folosințelor de apă (fig. 4.1). Ideal această analiză trebuie să fie nu numai una detaliată, ci și una continuă pentru a urmări schimbările în politica apei și în modelele de utilizare a resursei.

O evaluare detaliată a sistemului de management al resurselor de apă existent, care să includă maniera de funcționare a organizațiilor și standardele serviciilor oferite utilizatorilor, vor ajuta în înțelegerea problemelor, a căilor și perioadei de timp necesară oricărei schimbări. Inventarul trebuie să cuprindă problemele majore apărute, în special lipsurile observate. Datele referitoare la caracteristicile fizice ale resursei (locație, cantitate și calitate) sunt esențiale și ele trebuie să fie detaliate la scară de bazin hidrografic folosind informații hidrologice, meteorologice și de calitate a apei. Un prim pas îl reprezintă recenzarea și sintetizarea informațiilor existente - sinteza studiilor hidrologice existente la scara bazinului hidrografic, tratarea statistică și cartografică a datelor ecologice, etc. Aceasta se realizează prin examinarea aspectelor fizice și a întregii varietăți de factori care influențează dezvoltarea și utilizarea resurselor de apă.

Mai exact, inventarierea începe prin clasificarea pe tipuri de sisteme, privind regiunea ecologica, hidrogeologia, hidrologia, ecosistemele existente.

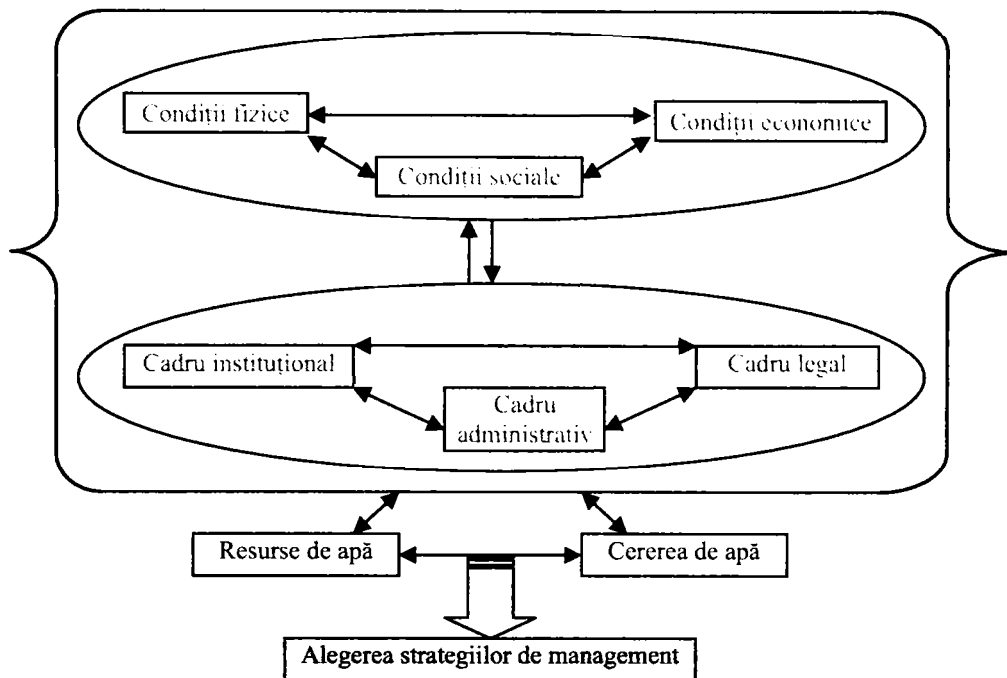


Figura 4.1 – Condiționările premergătoare studierii relației cerere-resursă

Urmează apoi evaluarea pentru fiecare corp de apă a stării actuale și a stării de origine (sistemul de referință), a valorii ecologice actuale și potențiale, a alterării mediului acvatic și a cauzelor acestui fenomen, a tendințelor actuale și a prognozelor de evoluție (grad de reversibilitate și/sau posibilitate de restaurare). Inventarul însă nu cuprinde numai o descriere fizică a resurselor de apă, el examinează și modul de colectare, înmagazinare, diseminare, analiză și utilizare a datelor. Deopotrivă inventarul cuprinde și elemente de bază în analiza economică: prețul apei și al serviciilor de apă, tendința cererii și calitatea acestei informații; elemente de interes social și de mediu și elemente de ordin legal: catalogarea și evaluarea tratatelor și înțelegerilor internaționale. În numeroase cazuri, aceste din urmă elemente domină procesul de elaborare a strategiilor de management, deoarece nu puține sunt cazurile bazinelor transfrontaliere a căror gospodărire a resurselor de apă implică două sau mai multe state.

Atenție deosebită trebuie acordată definirii cadrului socio-economic și a evoluției acestuia, începând cu sintetizarea aspectelor privind activitățile umane din zonă, ocuparea și utilizarea solurilor în albiile majore, folosințele actuale ale apelor de suprafață și ale pânzei de apă freatică și continuând cu localizarea zonelor de evacuare a poluanților în emisar cu precizarea cantității și a naturii fiecăruia, a zonelor de priza pentru alimentarea cu apă a utilizatorilor, a zonelor inundabile cu evaluarea diferitelor niveluri de risc după gradul de ocupare a terenului etc. În final se încearcă prognozarea pe termen mediu a evoluției probabile, conform diferitelor scenarii de evoluție a necesarului de apă și a gradului de ocupare a albiei majore.

În ceea ce privește modul de acțiune asupra gestionării ecosistemice se fac studii prealabile în scopul adunării și sintetizării informațiilor necesare înțelegerii fenomenelor, cauzelor acestora și a evoluției lor previzibile. Urmează apoi etapa

identificării și prioritizării problemelor marcată prin selectarea, analiza și a ierarhizarea problemelor. Pentru aceasta este necesară dezvoltarea unor proiecții atât cantitative, cât și calitative asupra cererii de apă și a posibilității de alimentare cu apă. Proiecțiile trebuie să reflecte natura dinamică a potențialei cereri de apă, și pentru ca aceasta să fie cât mai realistă, este necesar sprijinul instituțiilor care au rol în acest proces. Totodată se iau în considerare factorii hidrologici și meteorologici, creșterea numerică a populației, procesele de urbanizare și industrializare, diversificarea agriculturii, politica de preț a apei și problemele de mediu. Aceste proiecții sunt în general suficiente pentru a identifica tendințele în alimentarea și cerința de apă și pot depista problemele ce pot apărea. Pentru a ierarhiza aceste probleme specialiștii sunt datori să le trateze complex, atât din punct de vedere cantitativ, cât și calitativ.

În elaborarea unui plan de măsuri analiza trebuie să fie orientată pe găsirea soluției optime care să permită satisfacerea cerințelor de apă, în principal ale populației, în condițiile respectării imperativelor ecologice. Într-o fază de lucru următoare, se vor dezvolta și evalua direcțiile alternative de acțiune care apoi sunt prezentate factorilor de decizie. Dezvoltarea opțiunilor alternative se face pe baza cunoașterii în avans a problemelor ce pot apărea de-a lungul procesului de implementare a politicilor de apă (faza 1). Opțiunile realiste și practice trebuie comparate simultan din punct de vedere economic, tehnic, social și de mediu. Evaluarea opțiunilor tehnice sau instituționale trebuie să implice analiza cost-beneficiu a fiecărei alternative. Acum se iau în considerare consecințele practice și ideologice ale abordării unei anumite strategii. În acest moment unele alternative se dovedesc a fi nerealiste și impracticabile. Specialiștii pot da indicații asupra eficienței economice și efectelor în fiecare din sectoarele afectate pentru fiecare alternativă aleasă. Evaluarea alternativelor implică și recunoașterea riscurilor potențiale și chiar sugerarea de măsuri pentru combaterea acestora.

În general cele 5 niveluri posibile de acțiune pentru gestionarea unui spațiu acvatic în contextul cercetărilor privind corpurile de apă sunt:

- protejarea sectoarelor naturale neperturbate de acțiunea factorului antropic, a mediilor naturale acvatice, de mare valoare ecologică;
- conservarea sectoarelor naturale prin gestionare rațională, reglementând activitățile actuale sau viitoare la un nivel compatibil cu menținerea funcțiilor ecologice;
- ameliorarea sectoarelor slab degradate;
- restaurarea sectoarelor unde acțiuni de reabilitare ecologică permit recuperarea unui spațiu acvatic de valoare;
- controlul sectoarelor prea degradate sau destinate unor activități prioritare economice pentru a limita daunele și pentru a evita o alterare de ansamblu a ecosistemului.

Pe baza acestor evaluări, specialiștii înaintează autorității de drept o listă de recomandări practicabile. Autoritatea cu drept de decizie alege dintre opțiunile prezentate pe cea ce va constitui strategia de management integrat și va aloca resursele pentru implementarea acesteia.

Ultima fază în elaborarea strategiei este dezvoltarea unui plan de acțiune și a unui plan de măsuri. Pe toată durata implementării strategiei este necesară o continuă monitorizare pentru a permite corectarea problemelor ce pot interveni, o dată cu apariția acestora, pentru că oricât ar fi de bine gândit un plan de acțiune se pot ivi efecte negative ca răspuns la interacțiunea dintre politica apei și alte politici naționale.

Planul de măsuri trebuie să adreseze explicit măsuri sau soluții pentru rezolvarea fiecăreia dintre problemele anunțate anterior, în conformitate cu obiectivele stabilite.

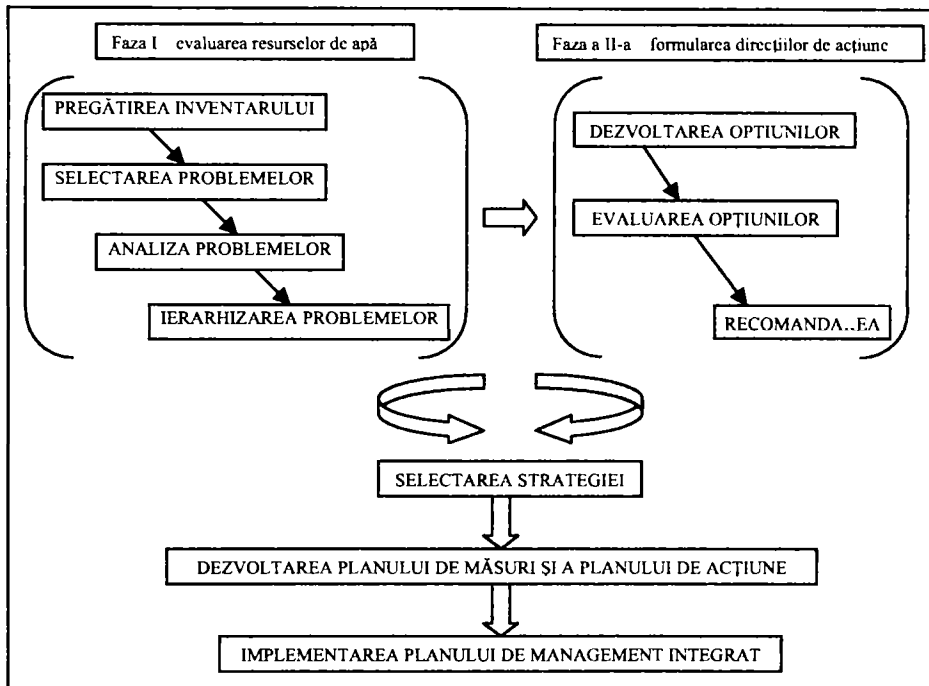


Figura 4.2. –Etapele preliminare implementării strategiei de management integrat al resurselor de apă (după Bojin, T., 2004)

Îmbunătățirea managementului resurselor de apă cere cunoașterea interconexiunilor interne în domeniului apei, dar și a celor externe, între sectorul gospodăririi apei și celelalte sectoare economice și a impactului pe care acestea îl au asupra mediului. tariful stimulativ este una din metodele de determinare a consumului rațional de apă.

4.2. Selectarea de soluții-abordare cadru

Selectarea de măsuri și instrumente și combinarea lor în cadrul programelor de măsuri este o acțiune care se conformează cerințelor Directivei Cadru în domeniul apelor 60/2000/CEE cu scopul îmbunătățirii stării apelor și a ecosistemelor adiacente. Pe baza procedurii generale de selectare de măsuri și instrumente pentru renaturare se pot dezvolta programe de măsuri specifice ce pot fi puse în practică. Pregătirea programelor de măsuri este o activitate ce necesită o definiție precisă a obiectivelor și ulterior o adaptare continuă a măsurilor și instrumentelor de acțiune.

Coordonarea implementării programelor de măsuri la nivel de bazin hidrografic impune apariția de instrumente administrative, legale și economice care să stea la dispoziția gospodarilor de apă. Aceste instrumente sunt menite să întărească efectele măsurilor prin încercarea de a convinge persoanele implicate în procesul de gospodărire a apelor și publicul larg să-și modifice comportamentul cu

scopul de a sprijini și/sau respecta implementarea măsurilor. Prin urmare, combinarea măsurilor cu instrumente potrivite duce la optimizarea implementării programelor de măsuri.

Pentru a lămurii problemele ce pot apărea și a obține acceput publicului larg și al stakeholderilor, se pot organiza mese rotunde, seminarii, conferințe de presă sau informări în mass-media locală, regională sau chiar națională, în funcție de amploarea programului de măsuri și a efectelor acestor măsuri.

Directiva Cadru în domeniul apelor oferă o îndrumare a acțiunilor în acest domeniu. Articolul 14 aduce în vizorul gospodarilor de apă procesul de participare a publicului la luarea de decizii în domeniul managementului resurselor de apă. Participarea publicului nu înseamnă doar informarea acestuia cu privire la acțiuni ce vor fi implementate, ci și consultarea acestuia și mai ales participarea activă. Scopul acestor acțiuni este îmbunătățirea calității deciziilor și asigurarea acceptării combinațiilor propuse pentru implementare. De exemplu, pe tot parcursul elaborării programului de măsuri acesta trebuie să fie pus la dispoziția publicului pentru informare. Pentru a asigura însă participarea publicului neomîtînd consultarea și participarea activă a acestuia trebuie implicați specialiști în domeniu.

Acțiunile prevăzute în acest cadru constituie parte a soluțiilor alese deoarece ele asigură informarea publicului cu privire la măsurile întreprinse, la însemnătatea acestora, la efectele benefice asupra vieții de orice fel și nu în ultimul rând pot asigura o sensibilizare a publicului cu privire la protecția resurselor de apă și a ecosistemelor acvatice, măsură necesară pentru o dezvoltare durabilă a acestora.

Din acest motiv, în momentul evaluării din punct de vedere economic a unei soluții de renaturare trebuie luate în considerare și costurile legate de procesul de participare a publicului.

O participare a publicului timpurie contribuie la creșterea transparenței procesului și poate duce la o creștere a eficienței în selectarea combinațiilor de măsuri și elaborarea programului de măsuri.

Combi-națiunile de măsuri pot în practică să caracterizeze două situații:

- situații în care măsurile și instrumentele sunt selectate și combinate pentru a face față unei singure presiuni. În aceste situații combinația de măsuri aleasă ca urmare a analizei cost-eficiență poate fi pusă în practică fără alte complicații.
- situații care rezultă în urma suprapunerii de multiple presiuni. Rezolvarea acestor situații necesită informații detaliate asupra problemelor și analize comparative complexe asupra eficienței combinațiilor de măsuri și instrumente. Pentru astfel de situații un studiu analitic este considerat necesar a fi dezvoltat.

Etapele în determinarea combinațiilor de măsuri și instrumente pe baza analizei cost-eficiență și în conformitate cu etapele de lucru prevăzute de Directiva Cadru 60/200/CEE sunt ilustrate în figura 4.3.

Punctul de început al acestui proces este caracterizarea inițială a bazinului hidrografic, acțiune ce, în conformitate cu Directiva Cadru a avut termen de finalizare decembrie 2004 pentru toate bazinele hidrografice din țările membre UE și țările aflate în proces de aderare.

Rezultatul acestui inventar oferă o bază pentru etapele următoare având în vedere faptul că specificul unui bazin hidrografic impune condiționările selectării unor anumite măsuri și instrumente. Caracterizarea bazinului hidrografic trebuie completată cu informații suplimentare asupra calității apelor, informații obținute prin monitorizarea în special a indicatorilor biologici.

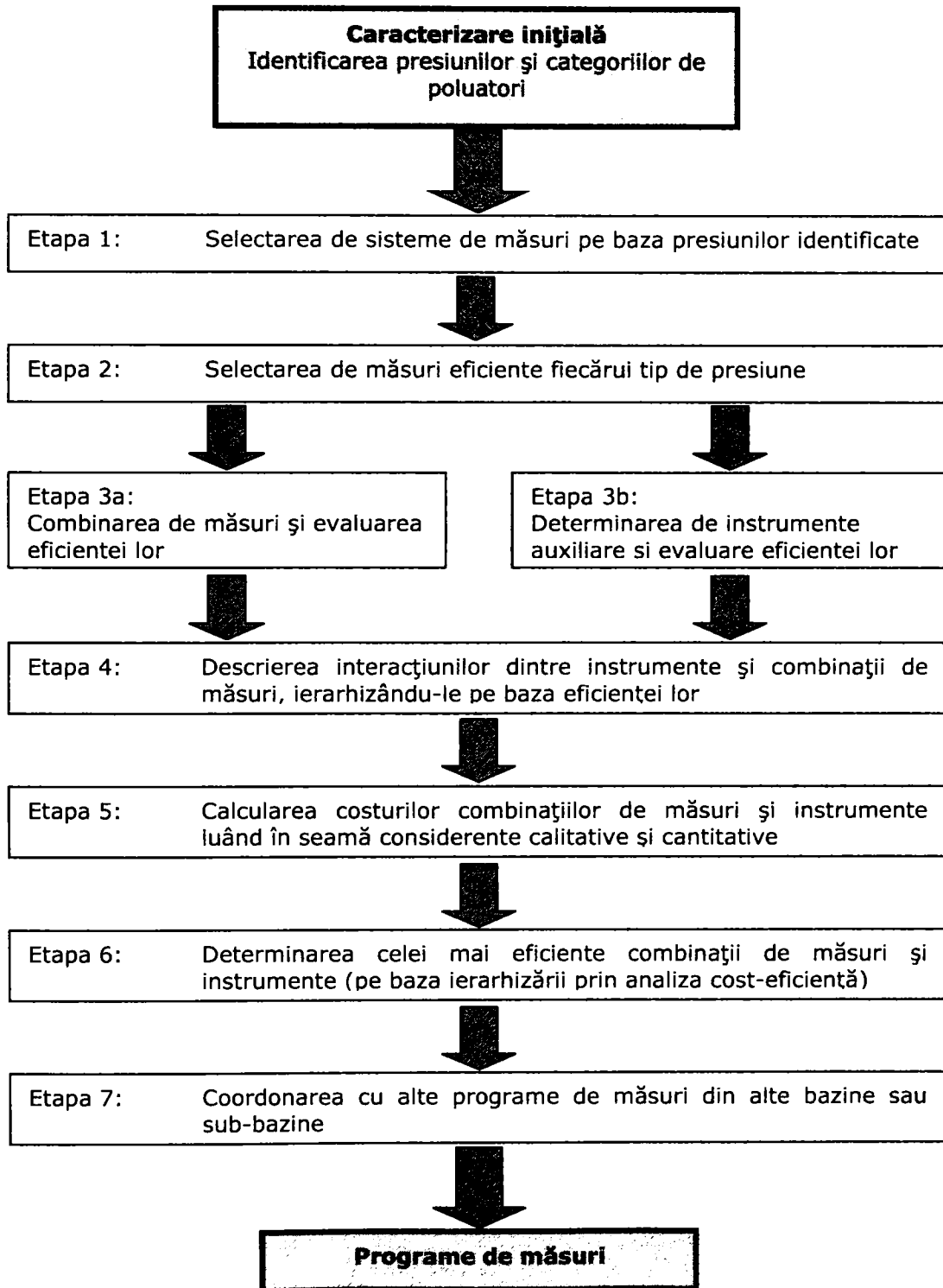


Figura 4.3. Etape cadru în determinarea combinațiilor de măsuri și instrumente prin analiza cost-eficiență

Totodată trebuie inventariate cataloagele locale și regionale de măsuri și informații cu privire la condiționările economice, administrative și legale pentru ca apoi să se poate estima costurile și să se poate dezvolta analiza economică.

Măsurile propuse de managementul integrat al apelor și întreprinse în ultima decadă au dat rezultate incontestabile în domeniul monitoringului calitativ al apelor, însă numeroase cursuri de apă au în prezent și vor avea și în viitor o stare a apelor nesatisfăcătoare dacă nu se impun alte măsuri.

Pe baza analizei caracteristicilor corpului de apă și a analizei economice, se vor dezvolta programe de măsuri pentru atingerea obiectivului dorit, și anume „starea bună” sau „potențialul ecologic bun”.

O soluție optimă de renaturare poate rezulta în cazurile în care se îmbină măsurile tehnice cu instrumentele administrative și economice.

Măsurile se referă la tehnici concrete care în general au acțiune locală. Măsurile de renaturare pot fi clasificate în funcție de sistemul acvatic asupra căruia se intervine, în funcție de tipul de presiune la care este supus un corp de apă, dar mai ales în funcție de metodele de intervenție. Măsurile pot fi structurale (repoziționarea indiguirilor, redeschiderea meandrelor, rectificarea și recalibrarea albiilor regularizare, înlăturarea barărilor transversale, construcția scârilor de pești sau a canalelor laterale pentru asigurarea căilor de migrație a peștilor, crearea de zone tampon, dezvoltarea zonelor umede etc.) sau non-structurale (reamenajarea cu vegetație a malurilor, reconsiderarea cerințelor ecologice de apă, oxigenarea apelor cu tendință de eutrofizare, tehnici de biomanipulare etc.).

Instrumentele, pe de altă parte sunt de natură administrativă, economică sau consultativă. De asemenea, instrumentele servesc la buna implementare a măsurilor, creând împreună cu acestea multiple opțiuni de operare, care prin intermediul unei analize cost-eficiență pot fi prioritizate pentru punere în practică. În general instrumentele au un efect de termen mai lung și rază de acțiune mai largă decât măsurile și necesită aprobare și coordonare de la un nivel superior.

Pentru a fi viabilă o soluție de renaturare trebuie să cuprindă atât măsuri cât și instrumente specifice pentru ca efectele acțiunilor să fie durabile.

Având în vedere faptul că măsurile și instrumentele de renaturare sunt relativ noi pentru majoritatea țărilor, ele trebuie revizuite și adaptate la problemele ce pot apărea pe toată perioada implementării lor. Prin urmare, măsurile și instrumentele de lucru trebuie să fie foarte flexibile pentru a corespunde situațiilor specifice. De nivelul de reușită a combinației dintre cele două ține și succesul realizării și implementării programului de măsuri.

Selectarea de combinații de măsuri considerate a fi eficiente în urma analizei cost-eficiență este o operațiune dependentă de condiționările politicilor de apă care se aplică în zonele de interes (fig. 4.4.). Alegerea soluției ce urmează a fi implementată însă, trebuie să se facă luând în considerare și politicile aplicate în alte sectoare precum: agricultură, silvicultură, industrie și administrație locală.

Prima etapă în procesul de selectare a soluțiilor optime de renaturare este selectarea măsurilor tehnic fezabile și care sunt eficiente din punct de vedere ecologic, urmând ca în pasul al doilea să se dezvolte o analiză a eficienței economice a acestor măsuri. O soluție aleasă pentru rezolvarea unei probleme poate fi constituită atât dintr-o singură măsură, cât și dintr-un set de mai multe măsuri. Combinarea efectelor diferitelor măsuri, rămânând în limitele unui buget acceptabil, vizează atingerea obiectivelor de mediu stabilite pentru corpul de apă propus pentru renaturare.

Având în vedere eterogenitatea presiunilor și a impactelor ce acționează asupra unui corp de apă se consideră a fi imposibil să se patenteze anumite soluții de renaturare care să fie valabile pentru diferite cazuri.

La nivel de bazin și sub-bazin hidrografic însă pot fi grupate sistemele de presiuni și astfel dezvoltat un catalog de soluții.

Pentru a facilita evaluarea presiunilor ce se manifestă asupra corpurilor de apă și a ecosistemelor acvatice, și a interacțiunilor de ordin economic este necesară luarea în considerare a numeroaselor interese ce există sau pot apărea în zonă.

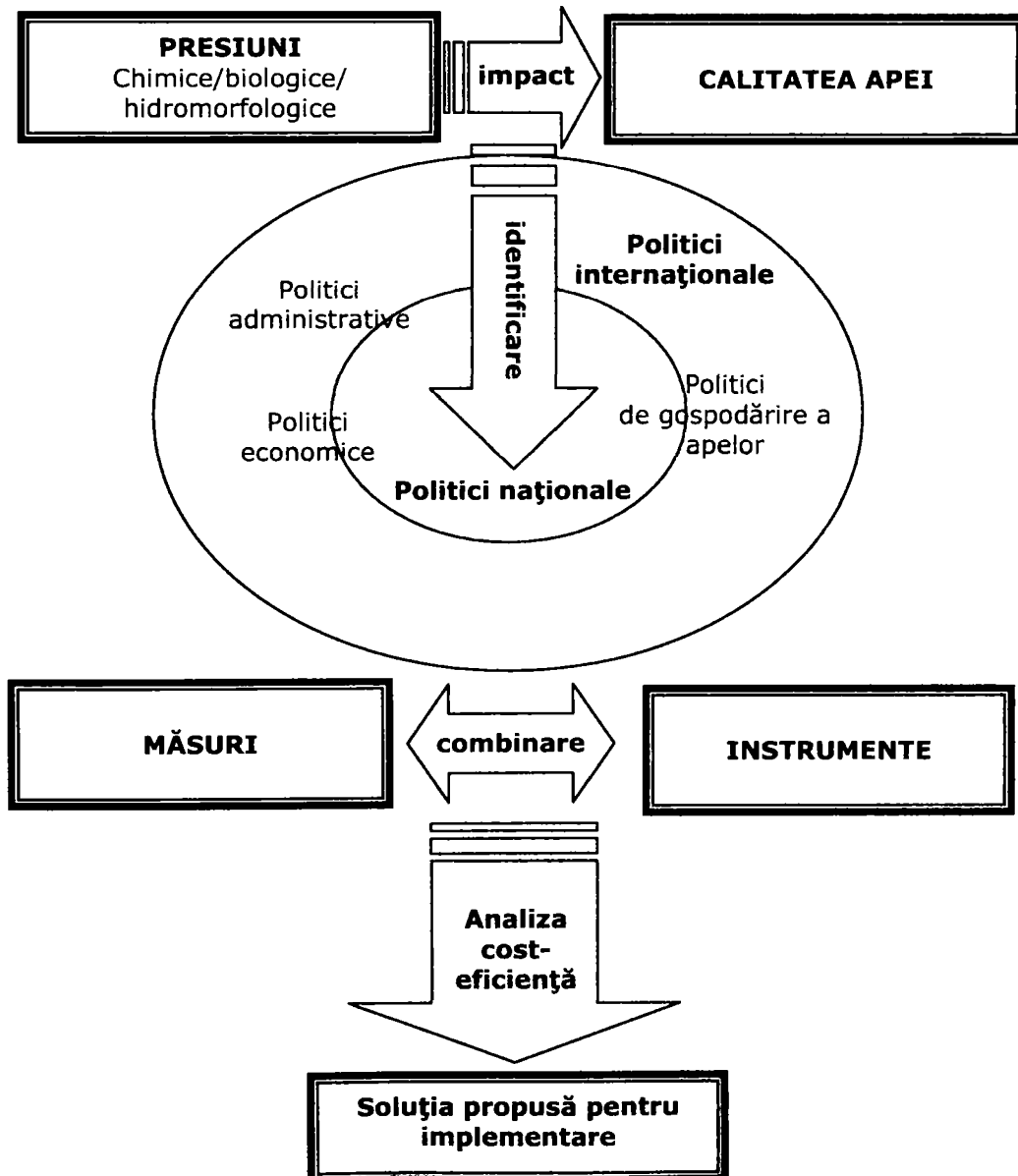


Fig. 4.4. - Condiționările existente în procesul de selectare a soluțiilor optime

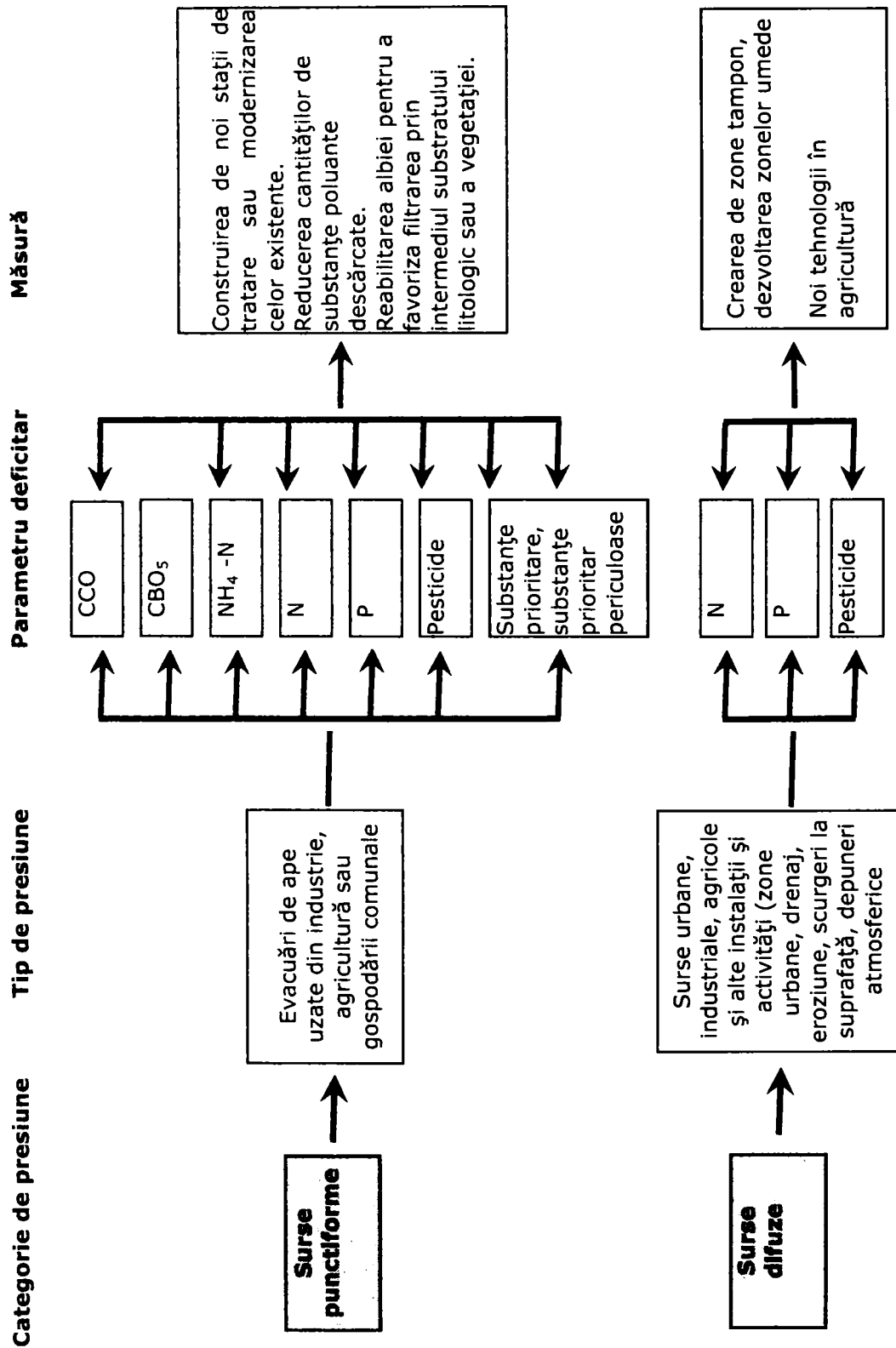


Figura 4.5.a. Sisteme de măsuri dezoltate pe categorii de presiuni

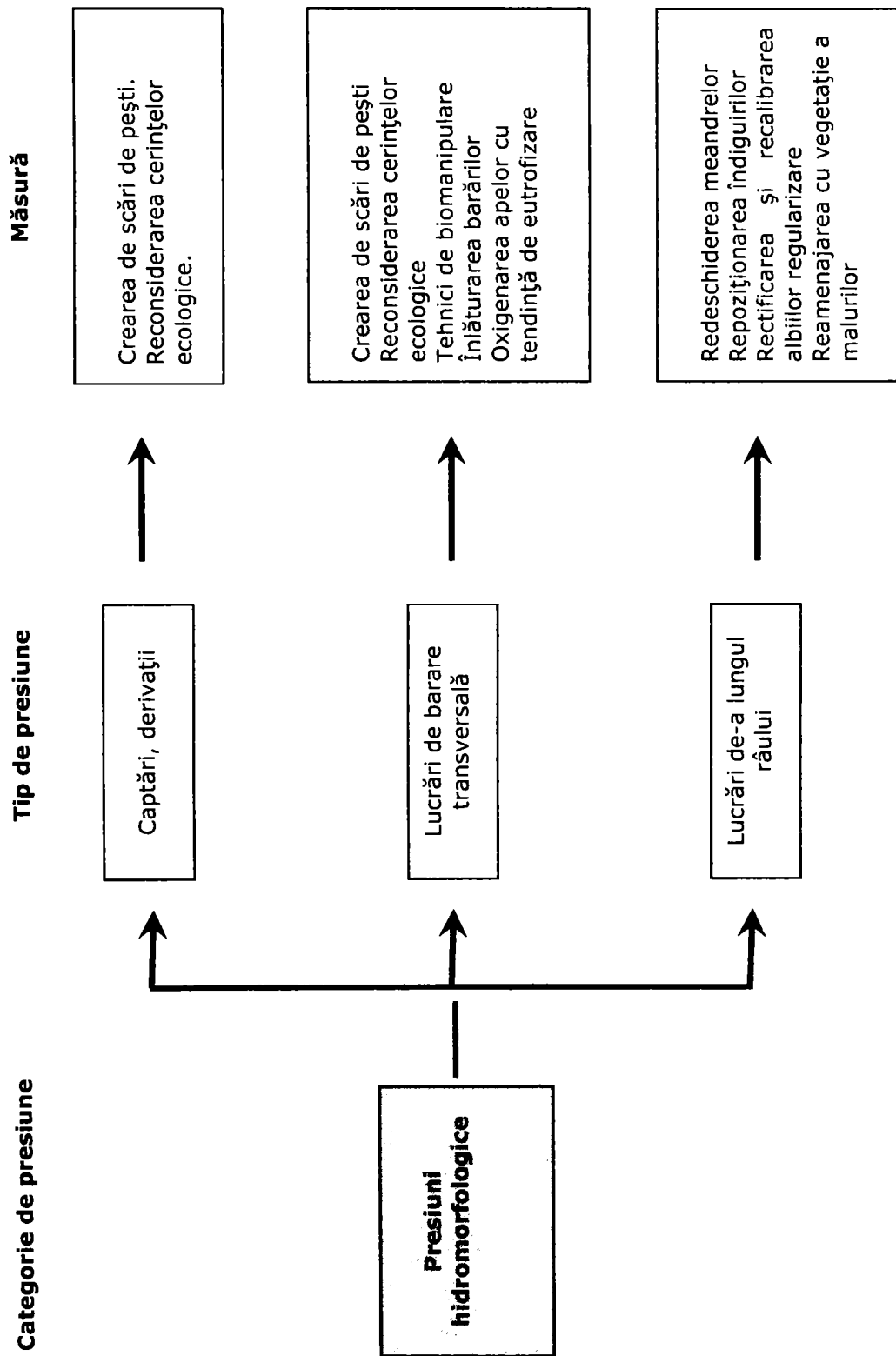


Figura 4.5.b. Sisteme de măsuri dezvoltate pe categorii de presiuni

Astfel, primul pas este considerat a fi o clasificare a măsurilor tehnice pentru a răspunde nevoilor identificate pentru fiecare clasă de presiuni (figura. 4.5.a. și 4.5.b.). Pornind de la nivelul de ambiție presupus de obiectivul de mediu corespunzător fiecărui corp de apă, se va face o selectare a măsurilor funcție de parametrii deficițari. Soluția optimă poate rezulta uneori prin combinarea „măsurilor de bază” cu „măsurile suplimentare” (Directiva Cadru a Apelor, Art. 11).

Evaluarea eficienței unei măsuri se poate realiza prin raportarea la un set de atribute de eficiență. Referința pentru aceste atribute constă în certitudinea, magnitudinea și caracteristicile efectelor și a efectelor secundare. Unele atribute pot fi exprimate în termeni numerici, altele ca raportare aproximativă la situații de referință. Ambele metode sunt cel mai adesea incluse în procesul de analiză a eficienței economice a măsurilor individuale și a programelor de măsuri.

O metodă de ierarhizare a măsurilor de renaturare în funcție de eficiența lor ecologică se bazează pe dezvoltarea unei matrici cauză/efect (vezi tabelul. 4.1.). O astfel de matrice se dezvoltă individual pentru fiecare corp de apă luat în studiu și servește la evaluarea efectelor măsurilor individuale asupra corpului de apă. Pe baza situației curente, doar efectele majore asupra principalilor indicatori de calitate sunt evaluate în această etapă. În acest moment măsurile sunt cântărite individual pe baza efectelor ecologice, efectele trans-sectoriale vor fi urmărite și evaluate în etapele următoare.

Eficiența măsurilor pe considerente ecologice se determină analizând indicatorii biologici: fitoplancton, macrofite și fitobentos, fauna nevertebrată bentică și ihtiofauna (după Directiva Cadru, Anexa V). Neavând la dispoziție un „sistem expert” ca WFD-Explorer, care va fi descris în subcapitolul următor, analiza eficienței măsurilor se bazează pe judecăți ale specialiștilor, judecăți ce iau forma unor evaluări a efectelor.

În matricea cauză/efect un efect de slabă îmbunătățire asupra indicatorului biologic va fi notat cu un „x”, un efect mediu cu „xx”, iar efectele maxime cu „xxx”. Dacă măsura nu produce nici un efect supra indicatorului biologic se notează cu „-”. De exemplu, o barare transversală sau longitudinală a unui râu au cele mai evidente efecte asupra sistemelor bentice și ihtiofaunei. Prin urmare măsurile ce trebuiesc implementate trebuie să aibă efecte evidente în special la aceste două categorii de indicatori.

După ce evaluarea eficienței ecologice a măsurilor s-a efectuat pe baza matricii cauză/efect, următorul pas este prioritizarea măsurilor din punct de vedere a eficienței ecologice. Numărul de „x” din dreptul efectelor măsurii asupra indicatorului biologic se transformă astfel: x=1, xx=2, xxx=3, iar pentru fiecare măsură se însumează efectele evaluate și transformate în numere de la 1 la 3. Măsurile care obțin cel mai mic punctaj sunt eliminate din analizele ulterioare, astfel măsurile ineficiente din punct de vedere ecologic sunt filtrate în acest stadiu incipient și nu mai ajung a fi luate în calcul la analiza cost-eficiență.

Tabelul 4.1. Exemplu de matrice cauză/efect

Măsură	Indicatori de deficit ecologic				Suma evaluării individuale	Clasificarea pentru prioritizare
	Fitoplanon	Microfite	Nevertebrate bentice	Pești		
1	-	-	x	x	2	1
2	-	x	x	xx	4	1
3	x	xx	xxx	xxx	9	3
4	-	-	x	xxx	4	1
5	-	xx	xx	xx	6	2

- 1 = construirea de noi stații de tratare sau modernizarea celor existente
- 2 = reducerea descărcărilor de substanțe prioritar periculoase
- 3 = crearea de zone tampon
- 4 = construirea de scări de pești
- 5 = refacerea cursului natural în cazul albiilor recalibrate și rectificate.

În exemplul ipotetic prezentat în tabelul 4.1., sunt prezentate efectele pe care câteva măsuri tehnice de îmbunătățire a calității apelor le au asupra indicatorilor biologici luați în calcul în situația unor presiuni multiple (poluare punctuală, poluare difuză și modificări hidromorfologice).

Clasificarea și ierarhizarea măsurilor se poate face după grila prezentată în tabelul 4.2.

Tabelul 4.2. Clasificarea din punct de vedere a eficienței ecologice

Suma totală a evaluării individuale	Descrierea eficienței ecologice	Calsificare
12-9	Nivel sporit de eficiență	3
8-5	Nivel mediu de ineficiență	2
4-1	Nivel scăzut de eficiență	1
0	Ineficient	0

Următorul pas după clasificare din punct de vedere ecologic este combinarea de măsuri.

O matrice pentru combinarea de măsuri poate fi dezvoltată după modelul matricei preferințelor a lui Bachfisher (1978, pg. 102). Modelul lui Bachfisher prezintă o matrice simplă pentru interconectarea a două caracteristici. În cadrul matricii vor fi trecute caracteristicile corelației într-o formă minimală, de exemplu: „+++” efect maxim, „++” efect mediu, „+” efect minim. O scurtă explicație asupra analizei efectuate poate fi trecută separat, cu caracter de notă de subsol sau observație, în special pentru considerațiile de efect mediu (++) sau maxim (+++).

Tabelul 4.3. Matricea preferințelor după Bachfisher (1978)

		Măsura 1		
		1	2	3
Măsura 2	Clasa			
	1	+	++	++
	2	++	++	+++
	3	++	+++	+++

Eficiența combinațiilor a două măsuri arătată în tabelul 4.3. trebuie evaluată pe baza relațiilor cauzale cunoscute la o scară cât mai de detaliu. În funcție de condițiile locale combinația de măsuri de clasa a 2-a cu a 3-a pot avea efecte medii (++) sau maxime (+++), iar combinația de măsuri din clasa 1 cu clasa a 2-a pot avea efecte minime (+) sau medii (++) . Diferența stă într-o cunoaștere detaliată a condițiilor locale.

Pornind de la modelul acestei matrici simple de combinație a două măsuri se pot dezvolta matrici tri-dimensionale sau multi-dimensionale.

În situația unui corp de apă puternic modificat unde au fost evidențiate atât poluarea punctuală, cât și poluarea difuză și modificări hiomorfologice un exercițiu

ipotețic de combinare de măsuri poate duce la selectarea mai multor combinații cu efecte foarte bune ce vor fi evaluate în etapele următoare. Un astfel de exercițiu, care implică măsurile deja utilizate în etapa anterioară este prezentat în tabelul 4.4.

Tabelul 4.4. Exemplu de combinare de măsuri într-un exercițiu ipotețic

Măsura	Efectul ecologic al combinării măsurilor				
	1	2	3	4	5
1		++	++	+	++
2			++	+	++
3				+	++
4					+
5					

1 = construirea de noi stații de tratare sau modernizarea celor existente

2 = reducerea descărcărilor de substanțe prioritar periculoase

3 = crearea de zone tampon

4 = construirea de scări de pești

5 = refacerea cursului natural în cazul albiilor recalibrate și rectificate.

Procesul de evaluare a eficienței este unul iterativ, odată completată baza de date, etapele analizei eficienței unei măsuri sau a unei combinații pot fi repetate, iar în cazuri excepționale, obiectivele de mediu redefinite. Desemnarea altor obiective de mediu se face în cazul în care măsurile sunt dovedite ca fiind tehnic nefezabile sau cu efecte secundare dăunătoare mediului sau altor folosințe de apă și sau dacă este dovedită disproporționalitatea costurilor. Aceste judecăți pot fi făcute doar după realizarea pașilor următori ce prevăd dezvoltarea unei analize economice.

Analiza economică a măsurilor și a programelor de măsuri începe prin dezvoltarea bazei de date referitoare la costurile directe de investiție și întreținere și exploatare, dar și a costurilor și beneficiilor indirecte. Estimarea costurilor implică analize efectuate pentru fiecare măsură individual și apoi agregarea rezultatelor în combinații realizate pe suport tehnic.

Metodele de lucru ce stau la îndemâna experților sunt: analiza cost-eficiență și analiza cost-beneficiu.

Analiza cost-eficiență (CEA – cost-effectiveness analysis) este metoda de determinare a costurilor minime necesare atingerii obiectivelor și sarcinilor prestabilite, însă ea nu oferă nici o referire la rata economică de recuperare a costurilor sau la beneficii și profit. Soluția costului minim este o metodă de analiză mult mai economicoasă și ce necesită mai puțin timp decât analiza cost-beneficiu (CBA – cost-benefit analysis), analiză ce implică o metodă de lucru mult mai extinsă și detaliată, atât referitor la formă, cât și la conținut. Cele două tehnici servesc același ideal, și anume realizarea analizei economice, însă fiecare dintre ele beneficiază de particularități ce le fac aplicabile în diferite stadii ale elaborării și implementării strategiilor de management.

Într-o analiză cost-beneficiu, costurile unui program de măsuri (incluzând aici costurile capitale, de echipament, de infrastructură, de întreținere și exploatare, etc.) sunt introduse anual cu valorile reale. În același fel, beneficiile, directe sau indirecte, vor fi calculate și înregistrate cât mai corect și concret în aceeași bază de date. Suprapunerea valorilor financiare a costurilor și beneficiilor identifică eficiența

sau ineficiența unui program de măsuri, făcând vizibile problemele și atrăgând după sine cerința de rezolvare a acestora.

Diferența cele două și faptul care prioritizează analiza cost-eficiență în procesul de selectare de combinații de măsuri pentru un program de măsuri este că analiza cost-eficiență este aplicabilă acolo unde beneficiile nu pot fi cuantificate. Având în vedere că eficiența este un capitol sensibil și vulnerabil al judecăților experților, unde rezultatele estimărilor sunt rareori reprezentate de cifre concrete, acest gen de analiză este practicabil în compararea mijloacelor alternative sau cumulative de atingere a beneficiilor vizate. Principalul criteriu de evaluare este cel al valorii economice și financiare a metodelor și mijloacelor alese pentru obținerea unui maxim de eficiență ecologică.

Prin urmare, ultimul pas de urmat în analiza soluțiilor este analiza cost-eficiență. Analiza presupune, în forma finală, suprapunerea rezultatelor evaluării eficienței ecologice cu rezultatele evaluării costului, pentru a oferi indicații cu privire la cost-eficiența combinațiilor propuse. Informațiile trebuie să fie clare și explicite astfel încât să susțină întregul proces de luare a deciziei în care sunt implicați și stakeholderii.

Având în vedere că procesul inițiat în cadrul general dat de Directiva Cadru a Apelor poate da rezultate ce variază într-o scară foarte largă datorită metodelor de analiză aplicate, pentru o posibilă soluționare a problemei s-a încercat dezvoltarea unui instrument de analiză și sinteză a informațiilor de natură ecologică și economică ce vizează îmbunătățirea procesului de dezvoltare a programului de măsuri și anume programul WFD-Explorer (descriș în cap. 4.3. și testat în aplicația prezentată în cap. 5).

De asemenea, trebuie avut în vedere faptul că pentru a atinge obiectivele unei renaturări eficiente și durabile, măsurile tehnice trebuie combinate între ele și totodată combinate cu instrumentele economice și administrative. Folosirea de instrumente legale, administrative și/sau economice face diferența dintre o măsură și o soluție de renaturare. În prezent există numeroase categorii de instrumente ce sunt folosite sau vor fi folosite în elaborarea programelor de măsuri.

O evaluare a eficienței instrumentelor care sprijină și întăresc acțiunea măsurilor este mai dificilă deoarece instrumentele au drept obiectiv schimbări comportamentale privind procesul de gospodărire a apelor care se manifestă pe termen mediu și lung. Datorită faptului că schimbările induse de instrumentele legale, administrative și economice se produc lent și sunt subiectul a numeroase influențe externe ce nu țin de procesul de gospodărire a apelor, corelația cauză-efect nu poate fi analizată printr-o simplă matrice.

Prioritizarea instrumentelor din punct de vedere al eficienței se poate face luând în considerare parametrul intensitate de intervenție. Din acest punct de vedere, instrumentele legale constituie instrumentul coercitiv cu cea mai mare frecvență de intervenție.

Instrumentele administrative sau consultative au un grad de eficiență mai ridicat dacă sunt combinate cu cele legale și/sau financiare. Din acest punct de vedere trebuie observat faptul că instrumentele cu o frecvență de intervenție mai mare sunt adeseori asociate cu costuri administrative ridicate ce generează costuri economice ridicate. Acesta este motivul pentru care instrumentele statutare dau părților implicate puține alternative de acțiune.

Interacțiunea dintre instrumente și măsuri poate lua în general forma efectelor contrare, a efectelor neutre sau a celor complementare. De interes pentru etapele următoare în stabilirea planului de măsuri sunt combinațiile care dau efecte sinergetice. În acest sens se diferențiază cazurile în care instrumentele susțin și/sau

întăresc efectele măsurilor și cazuri în care instrumentele și măsurile au efecte similare, existând chiar situații în care unul din mijloace îl poate înlocui pe celălalt.

Instrumentele legale precum legile, hotărârile de guvern și ordonanțele de urgență ale guvernului sunt instrumentele cu nivelul de intensitate a intervenției cel mai ridicat. Ele constituie un cadru general de acțiune în care se înscriu apoi la nivel de detaliu instrumentele economice, administrative și nu în ultimul rând cele consultatorii.

Instrumentele economice și financiare au și ele un grad crescut de eficiență datorită faptului că iau forme concrete, ușor de înțeles de publicul larg sau de cel implicat în procesul de gospodărire a apelor. Unul din instrumentele economice folosite în majoritatea țărilor este sistemul de taxe, plăți și bonificații. În România sistemul legislativ a aprobat folosirea în practică a acestui sistem: „Conservarea, re folosirea și economisirea apei sunt încurajate prin aplicarea de stimuli economici, inclusiv pentru cei ce manifestă o preocupare constantă în protejarea cantității și calității apei, precum și prin aplicarea de penalități celor ce risipesc sau poluează resursele de apă” (OUG 107/2002). Actuala lege a apelor (Legea 310/2004) păstrează instrumentele economice pentru protecția resurselor de apă.

Acest așa-numit sistem de plăți și bonificații poate fi, atât în teorie cât și în practică, dezvoltat pentru fiecare situație, astfel încât să ducă la reducerea folosinței de îngrășăminte chimice în agricultură și trecerea la folosirea fertilizatorilor organici, introducerea de noi tehnologii de protecție a mediului (environmental friendly technologies) în industrie prin estimarea costurilor de mediu, sau creșterea taxelor de captare a apelor pentru a reduce riscul de consum exagerat și astfel modificarea ecosistemelor acvatice prin estimarea costurilor de resursă sau de oportunitate. Alte instrumente economice care pot fi corelate măsurilor tehnice sunt taxele care protejează ecosistemele acvatice, și în special peștii. Acestea presupun introducerea unor tarife practicate pentru activitățile de agrement și pescuit cu scopul a conserva și dezvolta fauna și flora ripariană.

Un alt tip de instrument ce poate fi folosit în combinație cu măsurile tehnice impuse este protocolul de cooperare. Acest instrument este unul de natură administrativă. El presupune crearea de structuri efective de cooperare între utilizatorii de apă și gospodarii de apă. Acest instrument poate să ia forma a numeroase acorduri de cooperare între instituțiile implicate și bineînțeles diferă în funcție de scara și nivelul la care se formează.

În țara noastră există o structură ce presupune participarea publicului în procesul de gospodărire a apelor, structură bazată pe informarea, consultarea și participarea activă a reprezentanților publicului la nivel de bazin hidrografic. Este vorba despre Comitetul de Bazin care în baza Hotărârii de Guvern 1212/2002 își desfășoară activitatea cu scopul implementării unui management durabil la nivel de bazin hidrografic pe baza unei colaborări între instituțiile implicate în procesul de gospodărire a apelor.

Comitetul de bazin este o structură care poate fi încadrată și următoarei categorii de instrumente, cele consultative. Consilierea persoanelor fizice sau juridice implicate în gospodărirea apelor se poate efectua direct de către gospodarii de apă, sau prin intermediul Comitetelor de Bazin a Organizațiilor Non-Guvernamentale din domeniul protecției mediului, și nu în ultimul rând prin stimularea și sensibilizarea autorităților județene și locale, a administrației locale în special.

În prezent un instrument statutar care poate intra în categoria celor legale sau administrative este bazat pe corelarea efectelor implementării Directivei Cadru a apelor cu Directiva IPPC. Implementarea acestui instrument se va efectua în funcție

de felul în care se înțelege importanța lui în procesul de dezvoltare durabilă a resurselor de apă.

Trebuie avut în vedere că instrumentele au efect pe termen mediu și lung și astfel asigură suport efectelor măsurilor. În multe cazuri, instrumentele se adresează cauzelor presiunilor potențiale și prin urmare au un „efect profilactic”. Pe termen lung instrumentele sunt un supliment eficient sau o alternativă la măsuri directe, ele vizând o modificare totală a sistemelor de presiuni printr-o tendință de schimbare pe termen lung.

De asemenea, pentru succesul implementării unui program de măsuri, următoarele instrumente colaterale pot fi utilizate pentru facilitarea procesului de implementare a măsurilor sau combinațiilor de măsuri propuse:

- *educație, prin programe direcționate spre publicul implocaat sau afectat de inițiativele de renaturare, astfel încât să se asigure acceptul și sprijinul populației. Programele pot include informații tehnice, dar și informații cu privire la costurile și beneficiile măsurilor propuse;*
- *asistență tehnică, prin interacțiuni directe între cetățeni și specialiștii gospodarii de apă. În aceste programe trebuie oferită consultanță în special proprietarilor de teren din zonele limitrofe lucrărilor pentru garantarea durabilității rezultatelor (în special în cazul zonelor tampon și al zonelor umede).*
- *avantaje fiscale, prin sisteme de plăți și bonificații directe celor ce susțin parțic implementarea programului de măsuri. Pentru aceasta sunt necesare politici fiscale la nivel statal sau local susținute de agențiile de ape sau de protecție a mediului și de autoritățile locale.*
- *legislație de reglementare a politicilor de renaturare, prin ordonanțe ministeriale care vin să ofere o consistență a programului de măsuri de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate, și care se referă nu numai la implementarea strictă a măsurilor, ci și la folosințele din zonele limitrofe.*
- *integrare interministerială a programelor de măsuri, prin asigurarea continuității programelor în alte planuri sectoriale, evitându-se suprapunerile sau omisiunile.*
- *promovarea donațiilor, prin oferirea de stimulente materiale proprietarilor de pământuri, pentru a-i motiva pe aceștia să doneze teren pentru a sprijini implementarea inițiativelor de renaturare.*
- *asigurarea resurselor, prin accesarea unor surse multiple de finanțare și prin implicarea unui număr suficient de mare de specialiști în procesul de elaborare și de implementare a programului de măsuri.*

4.3. Programul WFD-Explorer - instrument suport al deciziei

Scopul programului WFD-Explorer este de a susține gospodarii de ape în dezvoltarea Planului de management bazinal în conformitate cu cerințele Directivei Cadru a Apei 60/2000/CEE. În particular, acest instrument poate fi folosit în discuțiile și comunicarea cu stakeholderii despre dezvoltarea și selectarea măsurilor pentru atingerea stării ecologice bune. Prin urmare, programul ușurează munca experților atât în ceea ce privește dezvoltarea programului de măsuri prin realizarea analizei cost-eficiență, cât și în ceea ce privește prezentarea acestor rezultate în întâlniri cu factorii de decizie.

Programul WFD-Explorer a fost dezvoltat de un consorțiu de institute de cercetare și autorități de gospodărire a apelor din Olanda. Dezvoltarea actuală a fost realizată de către WL|Delft Hydraulics. Explorerul este un instrument relativ simplu cu care pot fi dezvoltate și analizate strategii variate de atingere a stării bune, având aplicabilitate atât la nivel de corp de apă, cât și la nivel bazinal. Un model prototip a fost dezvoltat și testat cu succes în 2006 pe un bazin de apă pilot în Olanda. Acesta a fost dezvoltat mai departe într-o versiune de bază care poate fi foarte ușor aplicată și pentru alte bazine hidrografice.

WFD-Explorer îndeplinește următoarele funcțiuni:

- instrument model pentru evaluarea impactului măsurilor;
- instrument de prioritizare a măsurilor pe baza analizei cost-eficiență;
- instrument de comunicare cu stakeholderii;

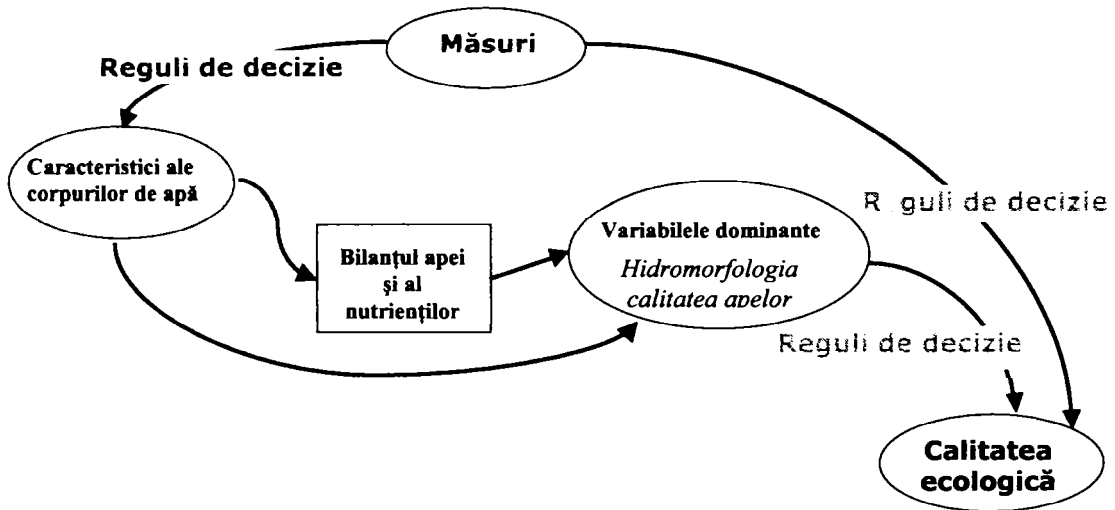


Figura 4.6. Modelul bilanțului apei și nutrienților la nivel bazinal

O caracteristică importantă este răspunsul rapid al instrumentului, care permite utilizatorului să exploreze repede și ușor impactul diferitelor măsuri individuale sau a măsurilor combinate. WFD-Explorer vizează modelarea impactului măsurilor asupra calității ecologice a corpurilor de apă, determinat în principal de condițiile de mediu. Variabilele dominante descriu condițiile de mediu pentru elementele calității ecologice. Acest program dezvoltă și funcții de corespondență între elementele de calitate fizico-chimice și cele biologice, luând în considerare faptul că unele măsuri influențează direct dar și indirect calitatea ecologică.

Pentru a lua în considerare coerența spațială a corpurilor de apă în cadrul unui bazin (amonte - aval față de conexiuni) și sinergia dintre măsuri (amplificate sau diminuate), programul WFD-Explorer conține o caracterizare simplă a hidrologiei și calității apei pe baza bilanțului hidrologic și chimic din cadrul unui bazin hidrografic. Pot fi incluse de asemenea și diferențele dintre debite și nutrienți pe timpul verii și a iernii. Calitatea ecologică este evaluată la nivel de corp de apă. Pentru ecologie, starea nu este atât de mult determinată de condițiile medii, ci de diversitatea condițiilor dintr-un corp de apă, în particular referindu-se la condițiile de adâncime și viteză a apei. Pentru includerea acestei diversități, debitul mediu (rezultat din modelul bilanțului apei), este convertit într-o variație de viteze și

adâncimi ale apei în diferite tronsoane ale unui corp de apă, utilizându-se mai multe secțiuni transversale.

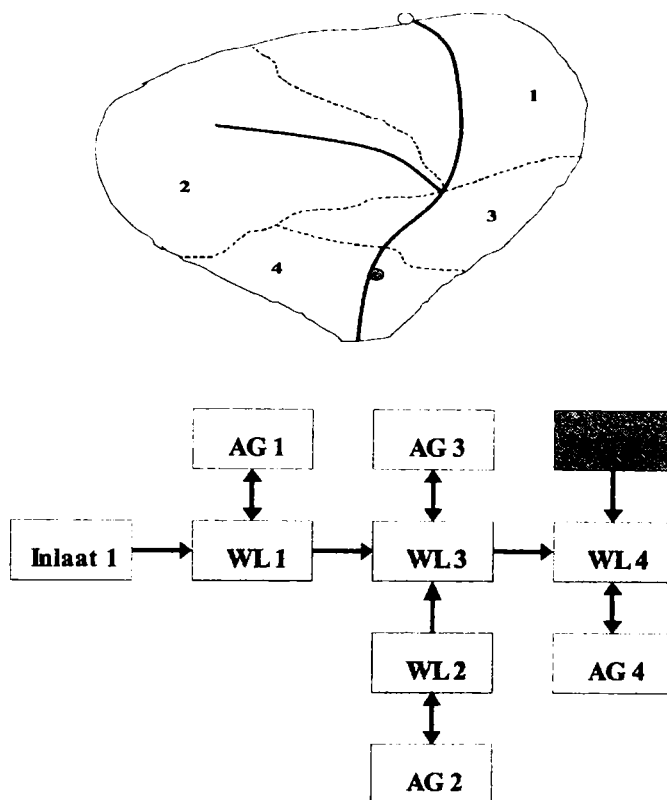


Figura 4.7. Exemplu de model de bilanț al apei la nivel de bazin hidrografic

WL = corp de apă;

RWZI= Stații de tratare a apei uzate;

AG = descărcări din surse punctuale;

Inlaat = descărcări hidrologice.

Toate informațiile în cadrul WFD-Explorer sunt salvate în două baze diferite:

- baza de date generală;
- baza de date a zonei.

Datele generale sunt introduse de WFD-Explorer. Aceste informații cuprind reguli ecologice și modul de definire generic. De asemenea această bază de date cuprinde o serie de tabele folosite în operare, dar care nu necesită modificări în timpul analizei unei arii. Informațiile de recunoaștere sunt la fel pentru toate ariile. Informațiile de recunoaștere sunt salvate în directorul „data” al WFD-Explorer (C:\Program Files\KRW-verkenner\data\), sub numele de „informații de recunoaștere.mdb”. În această bază de date modelatorul nu poate face modificări direct. Pentru a se păstra informația consistentă, modificările pot fi făcute doar de către WFD-Explorer helpdesk. Conținutul bazei de date poate fi accesat prin programul „ViewknowledgeBase.bat”, din același director.

Date importante pentru delimitarea, cunoașterea și analiza unei zone sunt datele de suprafață. Aceste date sunt diferite pentru fiecare zonă în parte și conțin informații despre zona respectivă. Aceste date se găsesc sub numele

„WFDEplorer.mdb” și sunt salvate în directorul de arie și în directorul de date WFD-Explorer (C:\Program Files\KRW-Verkenner\data\

Schematizarea în cadrul WFD-Explorer este structurată pe patru elemente:

- corpul apei,
- zone de drenaj (bazine hidrografice),
- surse,
- posibile măsuri.

Sursele sunt condițiile de margine, ele aduc apă și substanțe în zonele de drenaj și în corpul apei. Zonele de drenaj și cursurile de ape adună apa și substanțele și le trimit mai departe la următorul corp de apă, dar o parte din ele se rețin totuși (retenție, produși de descompunere).

De asemenea există și o altă schematizare în raport cu posibilele măsuri ce pot fi luate pe diferite sectoare, atât pentru surse, cât și pentru corpul de apă și zona de drenaj.

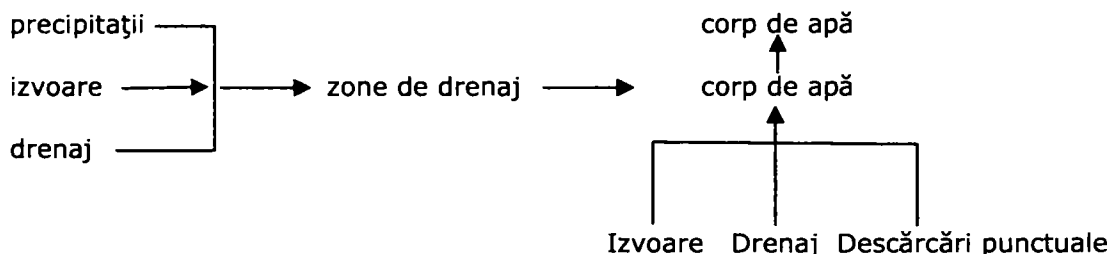


Fig.4.8. Schema KRW-verkenner, utilizată pentru dezvoltarea modelului hidric și chimic.

Baza de date a WFD-Explorer este construită în jurul celor patru elemente mai sus prezentate. Prin urmare vor fi dezvoltate și completate tabele în care sunt schematizate corpurile de apă și de asemenea zonele de drenaj, sursele, și diferitele măsuri ce pot fi luate. Pentru a se păstra o imagine corectă se recomandă o schemă de ansamblu (fig. 4.8.).

Plecând de la ideea unei schematizari pentru întocmirea krw-verkenner, următorii pași sunt urmăriți:

- pregătirea de hărți, scoruri și cazuri;
- completarea tabelor pentru corpul de apă și întreaga rețea hidrografică bazinală;
- completarea tabelor pentru zonele de drenaj și a legăturilor acestora cu corpul de apă;
- completarea tabelor pentru surse și legătura acestora cu corpul de apă și zonele de drenaj;
- completarea tabelor pentru măsurile potențiale;
- întocmirea unei hărți;
- prima încercare și ajustarea fină.

După ce starea prezentă a zonei este schematizată și completată în tabele, ca pas următor se pot preciza măsurile ce se pot lua în zona respectivă. Pentru mecanismul de lucru al unui număr mare de măsuri WFD-Explorer propune ca format standard aplicarea de măsuri individuale dar și grupate pentru corpul de apă și aplicarea de măsuri generale, pentru întregul bazin hidrografic (fig. 4.9.).

După selectarea unei măsuri, pornind de la starea inițială, WFD-Explorer calculează automat starea atinsă după implementarea măsurii și arată rezultatele pe

pagina centrală. Aceasta se întâmplă ori de câte ori se selectează o măsură. În cazul în care se dorește alegerea unui grup de măsuri, prin apăsarea butonului "Σ" din meniu, WFD-Explorer va efectua calcule pentru pachete de măsuri și va prezenta rezultatele, la fel ca și pentru măsurile singulare, pe interfața de lucru.

Case:

Package of measures:

Catchment wide interventions

Description	Percentage	Details	Construction costs
WWTP efficiency increase	90	•	96276
	25	•	0
Reduce agricultural emissions	50	•	0
	75	•	0
Decrease pesticides	25	•	0
	50	•	0
Allow fish to pass structures	75	•	0
	100	•	0

Interventions for TIMIS - cf. Timisana-frontiera RO-SMR

Description	Percentage	Details	Construction costs	CostsL
Natural cross-section	50	•	388.419	
	100	•	776.839	
Restore meandering	50	•	85.071	
	100	•	170.143	
Deepening river bed	100	•		
2Phase cross-section	100	•		

Fig 4.9. Selectarea măsurilor și a pachetului de măsuri.

Diferitele coloane vizibile pe interfața de lucru conțin următoarele informații:

- Description: scurtă caracterizare a măsurii;
- Percentage: procentul din corpul de apă care este influențat de măsură;
- Details: informații suplimentare despre măsură;
- Construction costs: Costuri de construcție(1000 Euro/unitate),
- Costs land: Costurile pentru achiziționarea pământului necesar (1000 Euro/ha);
- Costs exploitation: Costuri de exploatare (1000 Euro/unitate);
- Costs space: Spațiul ocupat: numărul de hectare folosit;
- Cost units: Unitățile folosite pentru calcularea costurilor: unități pe corpul de apă (ha, ml sau bucăți) folosite la calcularea costurilor de investiții sau a costurilor de întreținere și operare;
- Uncertainty: Nesiguranța: aceasta este gradul nesiguranței estimării costurilor (mare, medie, mică);
- Costsource: Referințe: descrierea surselor;
- Timenhorizon: durabilitatea în timp a măsurii;
- Experience: Experiența înregistrată în prezent în implementarea măsurii alese;
- Cost-efficiency: Cost- eficiența în termeni de îmbunătățire a calității ecologice și chimice pe unitate monetară (Euro);
- Cost distribution: Distribuția costurilor: indicator al distribuției cheltuielilor și beneficiilor pe diferite sectoare;
- Sphere of influence: Sfera de influență: este o indicație a transferului problemelor la alte bazine și respectiv a beneficiilor ce se resfrâng asupra altor bazine;
- Memo: specificul acestei măsuri pentru un corp de apă individual;
- Photo: Fotografie: trimitere la fotografia/fotografiile specifice pentru această măsură și pentru acest corp de apă.

Reguli de cunoaștere generală a calității ecologice

Regulile generale de cunoaștere a calității ecologice descriu relațiile dintre variabilele dominante (condițiile de mediu, ca adâncimea apei, viteza, transparența, nutrienții, tipul de sol) și calitatea ecologică (fig. 4.10.).

Programul WFD-Explorer poate include reguli pentru diferite elemente ale calității biologice (pești, macrofauna, macrofitele, și fitoplanctonul). Pentru aplicarea în România a fost realizat un set special de reguli de cunoaștere a elementelor de calitate ecologică pentru pești. Regulile de cunoaștere olandeze referitoare la macrofaună sunt utilizate pentru sectoarele din aval ale râurilor. Regulile de cunoaștere pentru macrofite se află în construcție în acest moment. Pentru fitoplancton, ca element de calitate, nu au fost dezvoltate reguli de cunoaștere.

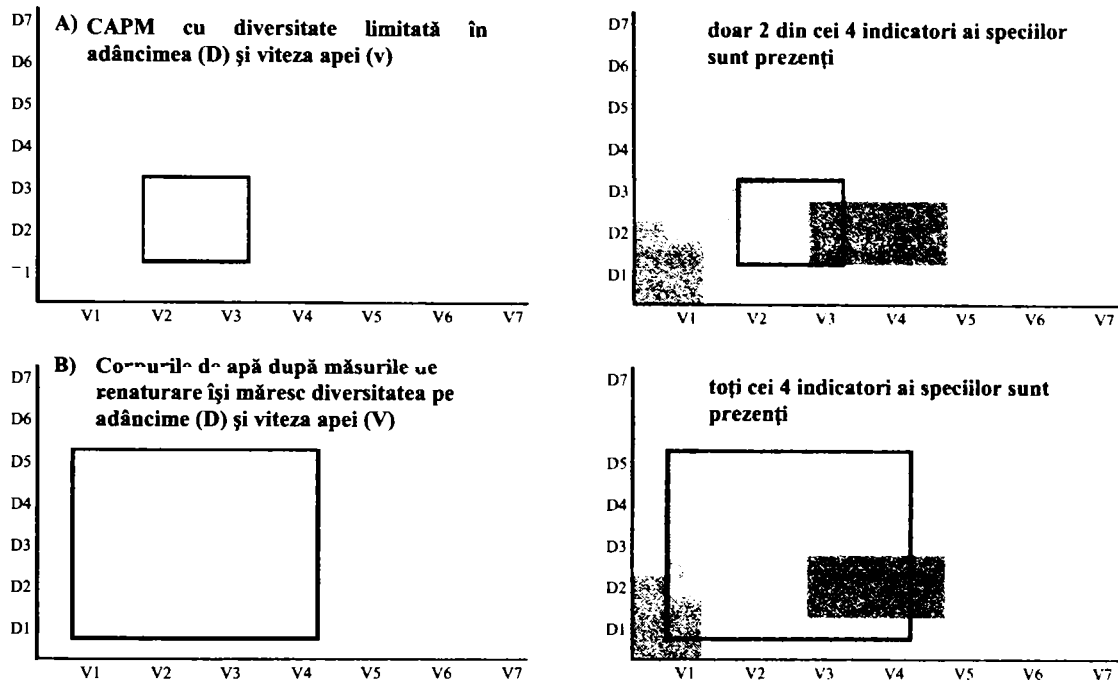


Figura 4.10. Exemple de reguli de cunoaștere

Regulile de cunoaștere a efectelor măsurilor

Regulile de cunoaștere a efectelor măsurilor descriu cum variabilele guvernante ale caracteristicilor sistemului de apă se schimbă prin implementarea unei măsuri. Este de asemenea posibil includerea unor măsuri care vor influența direct calitatea ecologică. În plus, informațiile despre costurile măsurilor trebuie adăugate. Este de asemenea posibil să fie adăugate informații despre incertitudinea unor reguli de decizie.

După ce programul WFD-Explorer are dezvoltată o bază de informații, măsurile pot fi prioritizate prin evaluarea efectelor asupra calității ecologice și a eficienței costului.

Pentru schematizarea corpurilor de apă pilot în regiunea Banat au fost avute în vedere următoarele teme:

- perioada de simulare;
- schematizarea propriu-zisă;
- proprietățile secțiunilor transversale;
- debitele și încărcătura;
- calibrarea.

Perioada de simulare

Deoarece flora și fauna au perioada de creștere și activitate în timpul verii, iar problemele chimice apar în special în condiții de temperaturi ridicate, vara a fost selectată ca și perioadă de simulare (din aprilie până în septembrie) pentru a analiza starea ecologică și chimică. Cu WFD Explorer este de asemenea posibil să fie analizate și alte situații, de exemplu pentru perioada de iarnă sau în condiții de schimbare a climatului.

Schematizarea

Programul WFD-Explorer este creat pentru a fi un instrument de scanare a măsurilor cu răspuns rapid. Aceasta presupune un nivel ridicat de schematizare a sistemului de apă. Corpurile de apă sunt interconectate în schematizare în conformitate cu modul cum sunt conectate în realitate. Informațiile referitoare la bazinele hidrografice sunt de asemenea conectate la corpurile de apă. Încărcătura și debitele pot fi și sunt adăugate la construirea bazei de date referitoare la corpurile de apă și bazinele hidrografice.

Fiecare corp de apă are reprezentativ o secțiune transversală și adâncimea apei. Este posibil a fi identificată mai mult de o secțiune transversală pentru un corp de apă specific, în cazul în care informațiile sunt disponibile. Pentru corpurile de apă care nu au fost măsurate, proprietățile secțiunii transversale au fost evaluate pe baza expertizei, prin învecinarea cu corpurile de apă și cu ajutorul imaginilor satelitare oferite de Google Earth (de mare întindere). Panta medie a corpurilor de apă a fost dedusă din modelul digital al terenului GTOPO30 preluat de la NASA folosindu-se programul ArcGIS.

Debitele

Debitele au fost deduse din media precipitațiilor din timpul verii, amplificate de arealul bazinului, în formula:

$$\text{Debite (m}^3\text{/zi)} = \text{Precipitații (mm)} / 183 * 1,000 * \text{Suprafață (m}^2\text{)} \quad 4.1.$$

Precipitațiile au fost calculate utilizându-se o hartă GIS a precipitațiilor medii. Pentru fiecare corp de apă a fost luată în considerare cumpăna de apă din amonte. Unele cumpene de apă alimentează mai multe corpuri de apă. În acest caz debitul a fost distribuit pe baza lungimii corpului de apă. Debitele calculate ale corpurilor de apă, datele măsurate cu formula de mai sus (4.1.) sunt multiplicare cu un factor de calibrare reprezentând contribuția relativă a bazinului la debitele ce depind de localizarea geografică. Acest fapt va fi discutat mai departe în secțiunea de calibrare a fiecărui corp de apă.

Debitele din sursele punctiforme, altele decât debitele provenite din ploi sunt conectate direct la corpurile de apă și la bazinele hidrografice și au aceeași unitate de măsură: m³/zi.

Încărcări

Încărcările de substanțe sunt introduse după un monitoring chimic al zonelor studiate. Încărcarea fiecărui bazin a fost calculat cu formula 4.2.:

$$\text{Încărcare (kg/zi)} = \text{Încărcare anuală (t/an)} / 365 * 1000 \quad 4.2.$$

Încărcările și debitele sunt utilizate la calcularea concentrației medii pentru perioada de simulare. Pentru a potrivi concentrațiile calculate cu cele măsurate, factorii care defineau eficiența au fost utilizați ca și factori de calibrare.

Calibrarea

Pentru calibrarea rezultatelor programului WFD-Explorer trebuie să fie disponibile informații despre viteza măsurată a scurgerii, concentrația de azot și fosfor și expertiza privind distribuția apei. Este indicat ca măsurătorile să fie efectuate pe o perioadă mai lungă de timp, iar datele pentru calibrare să cuprindă informații din ultimii 5 ani în mai multe locații ale corpurilor de testare. În ideea

calibrării vitezei apei corpurilor de apă în conformitate cu măsurătorile, a fost necesară ajustarea precipitațiilor efective, folosite pentru a calcula debitele din bazinele conectate cu corpurile de apă. Precipitațiile efective reprezintă rezultatul calculului „precipitații” minus „evaporație” și „infiltrare”. Pentru aceasta a fost introdus factorul de calibrare în faza de pre-procesare a datelor de debit care reprezintă rata contribuției debitelor bazinelor la corpul de apă cu care este conectat. Pentru determinarea valorii factorilor, s-a presupus că debitele din perioada de vară sunt în principal alcătuite din aportul râurilor din zona montană. De aceea este necesar să se determine care bazine aparțin zonelor joase, care se află în areale montane și care se află în regiuni intermediare.

Din datele climatice se observă că aportul din precipitații în arealele de câmpie este foarte redus pe durata verii. Ca rezultat al calibrării s-a setat factorul de calibrare a debitelor pentru arealele joase la cei mai mulți dintre afluenți la valoarea de 0,01. Aceasta înseamnă că doar 1% din debitul net calculat va intra în model pentru arealele joase. Aici poate apărea o ușoară variație: unii factori au fost setați la 0,03 sau 0,05 pentru a obține o mai bună corespondență cu datele măsurate. Valorile pentru arealele intermediare au fost setate la 0,40, iar pentru arealele montane la 0,50. Rezultatele acestei calibrări pot fi găsite în tabelele bazei de date a programului WFD-Explorer: “Sursa Descărcărilor Corpurilor de Apă” și “Sursa Descărcărilor pe Bazine”.

Pentru calibrările suplimentare a vitezei scurgerii au fost efectuați următorii pași:

- determinarea ratei debitelor atenuate în corpurile de apă (factor între 0 și 1);
- dacă viteza este în continuare nesatisfăcătoare, se reglează lățimea patului albiei (dacă nu se intră în conflict cu datele măsurate), și
- dacă viteza este în continuare nesatisfăcătoare, se ajustează adâncimea apei pentru partea modificată a corpului de apă.

Acești pași au fost necesari doar pe câteva corpuri de apă optimizând valorile câmpurilor “Panta”, “Rata modificărilor”, “Adâncimea apei” și “Lățimea patului albiei” pentru a găsi o corespondență cu valorile de debite măsurate. În general, s-a presupus că toate corpurile de apă din arealele de câmpie au un o fracție controlată a debitului de 0,5, în timp ce corpurile de apă din arealele montane au mai mult debit liber și o fracție controlată a debitului de 0,1. Rezultatele actuale ale acestei calibrări pot fi găsite în tabelul „Corpuri de apă” ale bazei de date a programului WFD-Explorer.

Pentru calibrarea concentrațiilor calculate în corpurile de apă s-a folosit factorul de reducere a eficienței care a fost implementat în baza de date a programului WFD-Explorer. Există un set limitat al concentrației măsurate de azot și fosfor în arealele pilot. Pentru a potrivi datele calculate la datele măsurate au fost stabilite valorile factorilor de reducere a eficienței încărcărilor, care pot fi găsite în tabelele “Sursele de reducere a eficienței corpurilor de apă” pentru sursele care sunt conectate la corpurile de apă și în “Sursele de reducere a eficienței bazinelor hidrografice” pentru sursele care sunt conectate la bazine.

Pentru sursele conectate la bazine s-a introdus un factor de reducere a eficienței de 0,60 pentru azot și un factor de reducere a eficienței de 0,50 pentru fosfor. Factorul de reducere a eficienței pentru stațiile de tratare a apelor uzate (în WFD-Explorer apare ca tipul sursei = RWZI) a fost obținut de la Administrația Națională „Apele Române”-Direcția Apelor Banat, care monitorizează atât încărcările care intră în stațiile de tratare a apelor uzate, cât și încărcările la deversări.

Factor de eficiență = 1 - Încărcări ieșite / încărcări intrate 4.3.

Schematizarea finală va fi explicată pe zonele de testare a programului pilot în capitolul următor.

Costurile

Costurile măsurilor folosite în cadrul programului WFD-Explorer trebuie să fie specificate după modelul următor:

- Costuri de investiții (cost o singură dată) pe unitatea de măsură [1,000 EUR]¹;
- Cost anual (funcționare și exploatare) pe unitate de măsură [1,000 EUR];
- Terenul necesar [ha];
- Costurile achiziționării de teren [1,000 EUR/ha];
- Numărul de unități necesare pentru măsuri.

În cadrul programului WFD-Explorer rata aplicării unei măsuri este o parte integrată care este stabilită în timpul analizării măsurilor (de ex. 50% ori 100%), deoarece ea trebuie introdusă în modelul de calcul.

În analiza măsurilor efectuată cu programul WFD-Explorer măsurile referitoare la reducerea emisiilor agricole și construirea de stații de epurare au fost tratate ca „măsuri de bază”, în conformitate cu Directiva Cadru a Apelor, iar toate celelalte măsuri au fost considerate „măsuri suplimentare”, ce trebuie să fie incluse și suportate de către Planul de Management Bazinal.

În subcapitolele următoare vor fi prezentate modalitățile de calcul ale eficienței ecologice și eficienței economice dezvoltate în programul WFD-Explorer.

4.3.1. Analiza eficienței ecologice

Programul WFD-Explorer funcționează pe baza dezvoltării prealabile a unor reguli de cunoaștere a funcțiilor și corelațiilor ecologice care există între indicatorii de calitate ecologică și condițiile fizico-geografice de mediu. În program au fost introduse reguli dezvoltate la nivelul Olandei, ce se referă în special la râuri de câmpie, cu curgere lentă, dar și reguli specifice altor areale, dezvoltate în România, aplicabile râurilor montane, cu viteze de curgere mai mari. În cazul în care nu există reguli ale programului WFD-Explorer, s-a încercat o descriere clasică a habitatelor accentuând variabilele de luat în calcul pentru situațiile în care se va lucra în modul clasic, bazat doar pe judecăți ale experților.

Regulile de evaluare a eficienței ecologice sunt explicate mai jos pentru nevertebrate, pești și macrofaună. Neavând la dispoziție o bază de date suficientă în cazul fitoplanctonului și fitobentosului, datorită faptului că monitoringul biologic a fost implementat abia din anul 2006, nu au putut fi dezvoltate corelații de evaluare a eficienței ecologice pentru indicatorii acestor sub-elemente.

Nevertebrate

Reguli olandeze de cunoaștere a funcțiilor și corelațiilor ecologice

Abordarea privind macro-nevertebratele în WFD Explorer pentru Olanda conține o descriere a regulilor de cunoaștere precum și relația dintre viteză, sinuozitate (meandrare), azot total, necesarul biologic de oxigen pe de o parte iar

¹În interfața utilizatorului din programul WFD-Explorer aceasta este notată ca: “K€”

pe de altă parte rația calității ecologice. Legăturile nu sunt specifice, excepție făcând viteza de curgere. Corpurile de apă de tipul apelor curgătoare rezezi au reguli de cunoaștere diferite pentru variabila de direcție „viteza de curgere” decât corpurile de apă din tipul apelor curgătoare lente.

Sinuoizitatea (sau **meandrarea**) este importantă pentru râurile din zona joasă. Regulile de cunoaștere olandeze pentru sinuoizitate pot fi aplicate și pentru râurile din părțile joase ale României, pentru că funcțiile specifice nu diferă. Singurele diferențe se axează pe condițiile de habitat (variabile de direcție). Sinuoizitatea este definită ca lungimea actuală a râului pe o anumită distanță, divizată prin distanța (în linie dreaptă) dintre începutul și sfârșitul lungimii. Regulile de cunoaștere incluse în versiunea olandeză sunt **sinuoizitatea**, **viteza de curgere**, **fosfor (P) total** și **consumul biologic de oxigen (CBO₅)**. Este de menționat faptul că în toate regulile se folosește o formulă pentru a calcula rezultatul pentru fiecare aceste variabile de direcție.

Rezultatul general pentru macro-nevertebrate (macrofaună) este definit ca cel mai mic rezultat dintre toate variabilele de direcție (ca și în cazul Directivei Cadru a Apelor), după cum se poate vedea în formula 4.5.

Notă: Numerele regulilor și prescurtările sunt cele ce pot fi observate în accesarea programului WFD-Explorer.

Regula 1106: Rația Ecologică Calitativă (EQR) pentru Macrofaună pentru râuri cu apă curgătoare lină:

$$\text{MAFAUNA} = \text{MinU4}(\text{MF_meander}, \text{MF_V}, \text{MF_P}, \text{MF_BZV}) \quad 4.5.$$

Regula 1125: EQR Macrofauna, funcție de sinuoizitate (râuri cu ape curgătoare line) (tabel 4.5.)

$$\text{MF_meander} = -0,2563 \cdot \ln(\text{meander}) + 0,9389 \quad 4.6.$$

Regula 9000: EQR Macrofauna = SimpClass(sinus)

Tabel 4.5. Relația între macrofaună și sinuoizitate

sinus [m/m]:	1 – 1,01	1,01 – 1,055	1,055 – 1,255	1,255 – 1,5	>= 1,5
meandrare	5	4	3	2	1

(Variabila sinus reiese din caracteristicile corpului de apă)

Regula 1126: EQR Macrofauna, funcție de viteza de curgere (râuri cu ape curgătoare line)

$$\text{MF_V} = 0,1532 \cdot \ln(V) + 0,3999 \quad 4.7.$$

(Variabila V-viteza, reiese din modelul bilanțului hidric)

Regula 1127: EQR Macrofauna, funcție de fosfor (P) (râuri cu ape curgătoare line)

$$\text{MF_P} = -0,1911 \cdot \ln(P) + 0,5613 \quad 4.8.$$

(Variabila P reiese din bilanțul hidro-chimic pe corpul de apă)

Regula 1128: EQR Macrofauna, funcție de consumul biologic de oxigen (râuri cu ape curgătoare line) CBO₅ în model apare BZV5

$$\text{MF_BZV} = -0,4152 \cdot \ln(\text{BZV5}) + 1,2635 \quad 4.9.$$

(Variabila CBO₅ reiese din bilanțul hidro-chimic)

Reguli românești de cunoaștere a funcțiilor și corelațiilor ecologice

În primul rând au fost evaluate sistemele de indexuri și scoruri utilizate în România (evaluarea sistemului utilizată în calculul Ratei Calității Ecologice). România utilizează indicele saprob, indexul EPT (index pentru efemeroptere, plecoptere și tricoptere), indexul BMWP (scorul monitoringului biologic), indexul ASPT (scorul mediu pe taxon) și MCI (index multi-criterial). Deși indicele saprob nu reflectă impactul hidromorfologic, acesta este mai sensibil la presiunile date de poluarea organică și astfel este foarte important în procesul de dezvoltare a programului de măsuri. Deoarece pentru corpurile de apă puternic modificate impactul alterărilor hidromorfologice este cel mai important, nu au fost definite reguli de cunoaștere pentru indexul saprob în momentul de față. De asemenea, pentru indexul multi-metric nu există suficiență experiență, așa că și acesta a fost exclus din selecția parametrilor Ratei Calității Ecologice. EPT este valabil pentru ambele situații de râuri, din zone înalte și din zone joase, deși în cazul unor specii se vor sesiza valori diferite în funcție de altitudinea și temperatura medie. Luând în considerare faptul că BMWP și ASPT sunt corelați, numai unul dintre ei este suficient în analizele ulterioare, însă selecția se face în funcție de corelația cu baza de date.

EPT oferă o viziune bună pentru apele cu o calitate ecologică de la bună la excelentă, dar oferă puține rezoluții pentru apele de calitate moderată, nesatisfăcătoare și proastă. În contrast, indicii BMWP și ASPT oferă o rezoluție multumitoare asupra întregii calități ecologice, de la prost la excelent.

Datorită mării biodiversități și a numărului mare de ecoregiuni și habitate, parametrii altitudine, pantă și temperatură medie diferențiază speciile existente și astfel pot reprezenta valori limită ale claselor indexilor, de aceea este important să se separe regulile de cunoaștere care au fost determinate pe bazine specifice (sau pe grupe specifice, cum ar fi zone înalte și zone joase).

Astfel s-a dezvoltat o relație între **EPT** și parametrul **viteza apei** pentru cele cinci clase de calitate, la orice altitudine, relație descrisă în tabelul 4.6.

Tabelul 4.6. Relația între indexul EPT și parametrul viteză

Viteză (m/s)	<0,1	$0,1 \leq v < 0,3$	$0,3 \leq v < 0,6$	$0,6 \leq v < 0,9$	$\geq 0,9$
EPT index	<0	1-4	>5	1-4	<0

Structura albiei este definită de amestecul de substraturi fixe și mobile. La altitudini mari, structura este majoritar fixă. La altitudini joase sedimentele sunt depozitate în timpul apelor mici, și sunt resuspendate sau transportate în timpul apelor mari. Impactul asupra nevertebratelor este atât direct, cât și indirect. Cu cât este mai diversă structura albiei cu atât este mai mare diversitatea. Relația dintre scorurile indicatorilor de calitate EPT, BMWP și ASP și compoziția granulometrică a substratului este reprezentată diferențiat, pe zone de altitudine, în tabelele 4.7-4.10.

Tabelul 4.7. Relația între indexul EPT și substrat la altitudini mari

Structura albiei	altele	pietriș	Mozaic litografic
EPT index	<3	3-7	>7

Tabelul 4.8. Relația între indexul EPT și substrat la altitudini joase

Structura albiei	altele	nisip, pietriș	Mozaic litografic
EPT index	<1	1-4	>5

Tabelul 4.9. Relația între BMWP, ASPT și substrat la altitudini mari

Structura albiei	alte	pietriș	Mozaic litografic
BMWP sau ASPT index	<25/3	25/3-50/5,5	>50/5,5

Tabelul 4.10. Relația între BMWP, ASPT și substrat la altitudini joase

Structura albiei	alte	nisip, pietriș	Mozaic litografic
BMWP sau ASPT index	<20/2,5	20/2,5-40/4,5	>40/4,5

Numărul de biotopi într-un râu este în directă legătură cu diversitatea speciilor. Metoda de prelevare pentru macro-nevertebrate ia în considerare numărul de biotopi: prelevarea trebuie să vizeze cei mai reprezentativi biotopi (sub-habitate). La fel ca și structura albiei râului, regulile de cunoaștere pentru numărul de biotopi sunt simple, cu cât este mai mare diversitatea cu atât rata calității ecologice este mai mare.

Tabelul 4.11. Relația între indexul ETP și numărul de biotopi la altitudini mari

Număr de biotopi	1	2-3	>3
EPT index	3	3-7	>7

Tabelul 4.12. Relația între indexul ETP și numărul de biotopi la altitudini joase

Număr de biotopi	1	2	>2
EPT index	1	1-6	>6

Tabelul 4.13. Relația între BMWP, ASPT și numărul de biotopi la altitudini mari

Număr de biotopi	1	2-3	>3
BMWP sau ASPT index	<25/3	25/3-55/6	>55/6

Tabelul 4.14. Relația între BMWP, ASPT și numărul de biotopi la altitudini joase

Număr de biotopi	1	2	>2
BMWP sau ASPT index	<20/2	20/2-40/4.25	>40/4.25

Alte relații care pot fi evaluate sunt funcțiile existente între EPT și BMWP/ASPT și **fosfor** sau **consumul biochimic de oxigen**:

Tabelul 4.15. Relația între EPT și P la altitudini mari

P total mg P/l	>0,4	0,10-0,4	<0,10
EPT index	minim	moderat	optim

Tabelul 4.16. Relația între EPT și P la altitudini joase

P total mg P/l	>0,75	0,15-0,75	<0,15
EPT index	minim	moderat	optim

Tabelul 4.17. Relația între BMWP, ASPT și P la altitudini mari

P total mg P/l	>0,4	0,10-0,4	<0,10
BMWP sau ASPT index	minim	moderat	optim

Tabelul 4.18. Relația între BMWP, ASPT și P la altitudini joase

P total mg P/l	>0,75	0,15-0,75	<0,15
BMWP sau ASPT index	minim	moderat	optim

Tabelul 4.19. Relația între EPT și CBO₅ la altitudini mari

CBO ₅ mg O ₂ /l	>5	2,5-5	<2,5
EPT index	minim	moderat	optim

Tabelul 4.20. Relația între EPT și CBO₅ la altitudini joase

CBO ₅ mg O ₂ /l	>7	3-7	<3
EPT index	minim	moderat	optim

Tabelul 4.21. Relația între BMWP, ASPT și CBO₅ la altitudini mari

CBO ₅ mg O ₂ /l	>5	2,5-5	<2,5
BMWP sau ASPT index	minim	moderat	optim

Tabelul 4.22. Relația între BMWP, ASPT și CBO₅ la altitudini joase

CBO ₅ mg O ₂ /l	>7	3-7	<3
BMWP sau ASPT index	minim	moderat	optim

Pești

Reguli de cunoaștere olandeze

Cele mai importante caracteristici ale apelor curgătoare sunt regimul scurgerii și geomorfologia. Acești factori determină gradul și variația variabilelor directe pentru prezența și abundența speciilor de pești. Variabilele directe importante sunt viteza curentului, adâncimea, substratul și vegetația acvatică. În plus, conectivitatea este importantă pentru disponibilitatea habitatelor importante și dimensiunea totală a habitatelor. Conectivitatea laterală indică gradul în care râurile sunt conectate la habitatele zonelor laterale coridorului de scurgere (zone umede, canale laterale). Conectivitatea longitudinală indică gradul în care o secțiune a unui râu este conectată cu habitatele amonte sau aval.

Regulile de cunoaștere pentru râuri în cadrul WFD-Explorer se bazează pe cunoașterea condițiilor de habitat pentru 7 specii. Criteriile utilizate pentru selectarea indicatorilor speciilor sunt:

- speciile sunt caracteristice pentru starea ecologică bună pentru un anumit tip de corp de apă;
- existența de informații sau de regulilor de cunoaștere a funcțiilor ecologice pe baza cercetărilor științifice.

Pentru speciile selectate, condițiile de habitat au fost determinate în acord cu variabilele directe: adâncimea apei, viteza curentului, substratul și vegetația. Aceste condiții au fost transpuse în clase pentru adâncimea și viteza apei.

Cu ajutorul modelului bilanțului apei din cadrul WFD-Explorer, clasele de viteză și de adâncime au fost calculate pe baza profilelor transversale și a bilanțului hidric. Aceste calcule se bazează pe informațiile hidrologice și hidromorfologice cunoscute pentru fiecare corp de apă în parte.

Pentru fiecare specie sunt cunoscute condițiile caracteristice, în termeni de clase de viteză a curentului și clase de adâncime a apei (tabelul 4.23.). În combinație cu informațiile de adâncime a apei și de viteză este determinat până la ce extindere un corp de apă este potrivit pentru indicatorii speciei. În afară de diversitatea habitatului, de asemenea efectul presiunilor și conectivitatea trebuie analizate. Cu cât este mai mare presiunea umană, cu atât este mai slabă calitatea corpurilor de apă din punct de vedere al condițiilor pentru dezvoltarea ihtiofaunei. Pentru aceasta se impune un factor de corecție pentru habitatele afectate. Indicatorii pentru habitatele de pești se înscriu între valorile: 1=condiții optime și 0=condiții inexistente. Pentru analiza următoare sunt luate în considerare diversitatea speciilor și abundența speciilor.

Tabelul 4.23. Reguli de cunoaștere pentru pești: Condițiile de habitat pentru speciile de pești

Denumire științifică	Denumire	fază	Clasa de viteză a apei	Clasele de adâncime	Clasele de substrat	Tipuri de corpuri de apă
<i>Noemacheilus barbatulus</i>	Grindel de piatra	de ciclul vieții	V1,V2,V3	D2,D3	S3	R12
<i>Gobio gobio</i>	Porcușor	ciclul vieții	V1,V2	D2,D3,D4	S4,S5	R4, R5, R6, R9, R10, R12
<i>Lampetra planeri</i>	Mreană de pârâu	de creștere	V1,V2,V3	D1,D2	S3	R4,R9
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Clean	adult	V4,V5, V6	D4,D5	S4	R5,R6,R7,R8, R16
<i>Leuciscus idus</i>	Văduviță	adult	V2,V3,V4,V5	D4,D5,D6	S5	R6,R7,R8,R16
<i>Esox lucius</i>	Știucă	adult	V1	D4,D5,D6	S4,S5	R4, R5, R6, R10, R12
<i>Rutilus rutilus</i>	Babușcă	adult	V1,V2,V3	D5,D6,D7	S4,S5	R5,R6

Tabelul 4.24. Descrierea claselor de viteză, adâncime, substrat ce caracterizează habitate specifice

Clase de adâncime	Descriere	Limite	Clase de viteză	Descriere	Limite	Clase de substrat		Tip corp de apă
D1	extrem puțin adânc	< 5cm	V1	extreme de încet	< 5 cm/s	S2	piatră	D50=0,15
D2	foarte puțin adânc	5-25 cm	V2	foarte încet	5 - 10 cm/s	S3	pietriș	D50=0,025
D3	puțin adânc	25-50 cm	V3	încet	10 - 20 cm/s	S4	nisip	D50=0,010
D4	mediu	50-100 cm	V4	mediu	20 - 30 cm/s	S5	argilă/nămol	D50=0,001
D5	adânc	1-2 m	V5	rapid	30 - 50 cm/s			
D6	foarte	2-4 m	V6	foarte rapid	50-100			

Clase de adâncime	Descriere	Limite	Clase de viteză	Descriere	Limite	Clase de substrat	Tip corp de apă
	adânc				cm/s		
D7	extreme adânc	>=4 m	V7	extrem de rapid	> 100 cm/s		

Tabelul 4.25. Indicatori pentru rația calității ecologice în cazul peștilor

Rația calității ecologice	Descriere	Indicatorii speciei (tipul corpului de apă)
Diversitatea speciilor	Prezența speciilor.	Mreană (R4, R5, R6, R9, R10) Grindel (R4, R5, R6, R9, R10, R12) Porcușor (R4, R5, R6, R9, R10, R12) Clean (R5, R6, R10) Văduviță (R6) Babușcă (R5, R6, R10) Știucă (R5, R6, R10, R12)
Abundența	Abundența caracteristicilor speciilor. În principiu abundența este calculată prin $[(\text{reofile} + \text{euritope})/2 + (\text{migrație}) + (\text{sensibilitatea habitatului})]/3$.	Mreană (R4, R9) Grindel (R4, R9, R12) Porcușor (R5, R6, R10, R12) Clean (R5, R10) Văduviță (R6) Babușcă (R5, R6, R10, R12) Știucă (R5, R6, R10, R12)

Tabelul 4.26. Formule propuse pentru indicatorii de calitate pentru peștilor

Tipul corpului de apă	Specii incluse în formulă	Formula
Diversitatea		
R4, R9	Mreană (BP), Grindel (BE), Porcușor (RG)	Media valorii (BP, BE, RG)
R5, R10	Mreană (BP), Grindel (BE), Porcușor (RG), Clean (SE), Știucă (SK), Babușcă (BV)	Media valorii (BP, BE, RG, SE, SK, BV)
R6	Mreană (BP), Grindel (BE), Porcușor (RG), Clean (SE), Știucă (SK), Babușcă (BV), Văduviță (WI)	Media valorii (BP, BE, RG, SE, SK, BV, WI)
R12	Grindel (BE), Porcușor (RG), Știucă (SK), Babușcă (BV)	Media valorii (BE, RG, SK, BV)
Abundența		
R4, R9	Mreană (BP), Grindel (BE)	Media valorii (BP, BE)
R5, R10	Porcușor (RG), Clean (SE), Știucă (SK), Babușcă (BV)	Media valorii (Media (RG, BV) + SK + SE)
R6	Porcușor (RG), Știucă (SK), Babușcă (BV), Văduviță (WI)	Media valorii (Media valorii (RG, BV) + SK + WI)
R12	Grindel (BE), Porcușor (RG), Știucă (SK), Babușcă (BV), Văduviță (WI)	Media valorii (Media valorii (RG, BV) + SK + BE)
Scor total		Formula valorii totale: Media (valoarea diversității speciilor, valoarea abundenței)

Reguli de cunoaștere românești

Viteza și adâncimea apei au fost luate în considerare ca variabile directe pentru următoarele specii de pești:

- Păstrăv-Salmo trutta fario (RO01, RO02);
- Lipan-Thymallus thymallus (RO01, RO02);
- Scoabar-Chondrostoma nasus (RO07, RO08);
- Clean-Leuciscus cephalus (RO01, RO02, RO09, RO10, RO11, RO12, RO13);
- Mreana-Barbus Barbus (RO10, RO11, RO12, RO13);
- Crap-Carassius carassius (RO10, RO11, RO12, RO13);
- Știuca-Esox lucius (RO10, RO11, RO12, RO13).

Pentru aceste 7 specii caracteristice râurilor românești a fost realizată o scurtă descriere a preferințelor de habitat, pe baza căreia au fost descrise noi reguli de cunoaștere a funcțiilor ecologice pentru pești.

Correspondențele între condițiile de habitat și speciile de pești sunt descrise în tabelul de mai jos.

Tabelul 4.27. Condiții de habitat exprimate în clase de viteză, adâncime și substrat

Denumire în latină	Denumire RO	Clase de viteză	Clase de adâncime	Clase Substrat	Tipul de corp de apă	Migrații
Salmo trutta fario	Păstrăv	V5,V6,V7	D2,D3	S2,S3	RO01,RO02	nu
Thymallus thymallus	Lipan	V5,V6,V7	D2,D3	S2,S3	RO01,RO02	nu
Chondrostoma nasus	Roșioară (Scoabar)	V4,V5,V6	D2,D3,D4	S3	RO07,RO08, RO12	da
Leuciscus cephalus	Clean	V2,V3,V4,V5, V6, V7	D4,D5,D6	S3,S4,S5	RO01,RO02,RO09,RO10,RO11,RO12,RO13	nu
Barbus Barbus	Mreana	V4,V5,V6, V7	D5,D6	S3,S4,S5	RO10,RO11,RO12,RO13	da
Cyprinus carpio	Crap	V1,V2	D2,D3	S4,S5	RO10,RO12	nu
Esox lucius	Știucă	V1	D4,D5,D6	S4,S5	RO10,RO12	nu

Macrofite

Reguli de cunoaștere olandeze

Raportul regulilor de cunoaștere olandeze pentru macrofite nu a fost încă implementat în WFD-Explorer, datorită faptului că trebuie mai întâi rezolvate problemele legate de baza de date, care referitor la macrofite este încă nesatisfăcătoare. De aceea nici un exemplu olandez nu poate fi dat.

Reguli de cunoaștere românești

În România nu s-au acumulat încă cunoștințe structurale despre valoarea indicativelor pentru hidrofite și heleofite, deoarece colectarea de date abia a început în anul 2006. Lipsa de informații pentru România, în special pentru Banat (zona pe care a fost calibrat WFD-Explorer în România) și riscul asociat cu utilizarea informațiilor din alte părți, face imposibil de definit regulile de cunoaștere pentru macrofite în acest moment.

Colectarea de date despre macrofite ar trebui să se axeze pe zonele fără alterații, în așa fel încât din analize să rezulte: i) o evaluare a condițiilor de

referință, și ii) indicatorii pentru speciile hidrofitice. Datorită aspectului sezonier, colectarea de date nu poate începe decât în primăvara anului 2007.

O încercare de definire a regulilor de cunoaștere ale corelațiilor existente între macrofite și condițiile de mediu a fost efectuată pentru speciile monitorizate în Banat. Cele mai importante caracteristici ale apelor curgătoare ce determină prezența/absența plantelor acvatice sunt adâncimea apei, viteza de curgere, turbiditatea, nutrienții și litologia. Împreună, acești factori determină rangul și variația variabilelor de direcție pentru prezența și abundența a speciilor de plante acvatice. Prima versiune a regulilor de cunoaștere românești, deși incompletă, este prezentată în tabelul 4.28.

Tabelul 4.28. Reguli de cunoaștere a funcțiilor ecologice pentru macrofite

Numele științific	Numele în română	Clasele de viteză	Clasele de adâncime	Clasele de substrat
<i>Butomus umbellatus</i> L.	Rășățea	V1, V2, V3, V4, V5	D3, D4, D5	S4, S5
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cosorul demers	V1, V2, V3, V4, V5	D3, D4, D5, D6, D7	S2, S3, S4, S5
<i>Lemna minor</i> L.	Lintiță mică	V1, V2, V3, V4, V5	D2, D3, D4, D5, D6, D7	S2, S3, S4, S5
<i>Lemna trisulca</i> L.	Lintiță trisulacă	V1, V2, V3, V4, V5	D2, D3, D4, D5, D6, D7	S2, S3, S4, S5
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Pârsnel spicat	V1, V2, V3, V4, V5	D3, D4, D5, D6	S4, S5
<i>Nymphoides peltata</i>	Gențiana de apă	V1, V2, V3, V4, V5	D3, D4, D5, D6	S4, S5
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Broscăriță creată	V1, V2, V3, V4, V5	D2, D3, D4, D5, D6	S4, S5
<i>Potamogeton natans</i> L.	Broscăriță plutitoare	V1, V2, V3, V4	D2, D3, D4, D5, D6	S3, S4, S5
<i>Potamogeton nodosus</i>	Broscăriță noduroasă	V1, V2, V3, V4, V5	D3, D4, D5, D6	S4, S5
<i>Salvinia natans</i> (L.)	Peștișoară	V1, V2, V3, V4, V5	D2, D3, D4, D5, D6, D7	S2, S3, S4, S5
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.)	Lintiță uriașă	V1, V2, V3, V4, V5	D2, D3, D4, D5, D6, D7	S2, S3, S4, S5

Regulile de cunoaștere a corelațiilor au fost dezvoltate pe cunoașterea caracteristicilor de habitat a speciilor analizate anterior. Având în vedere că baza de date referitoare la macrofite este în formare, s-a considerat necesară efectuarea unor expertize „tradiționale” și dezvoltarea unor analize pe bazele teoretice cunoscute ca reprezentând condiții de habitat pentru anumite specii de macrofite. Odată cu dezvoltarea monitoringului biologic urmează ca aceste expertize să fie detaliate, astfel încât să se poată obține unele teorii cu caracter de „regulă de cunoaștere a corelațiilor ecologice”

Având în vedere dificultățile de calibrare ale programului WFD-Explorer pentru macrofite, fitobentos și zoobentos (cauzate lipsei bazei de date), cunoașterea teoretică a condițiilor de habitat constituie baza de pornire în elaborarea unor judecăți de evaluare a impactului măsurilor asupra acestor elemente de calitate.

4.3.2 Analiza cost-eficiență

Analiza cost-eficiență necesită finalizarea unor etape preliminare. Fezabilitatea tehnică a măsurilor este prima cerință, urmată îndeaproape de evaluarea eficienței ecologice a măsurilor și estimarea costurilor. În cazul eficienței ecologice, programul de expertiză WFD-Explorer face analiza eficienței pe baza unor reguli de cunoaștere a corelațiilor ecologice reguli care au fost dezvoltate atât pentru Olanda cât și pentru România. În cazul eficienței economice același program poate fi folosit, el dezvoltând modalități de calcul a măsurilor individuale care pot fi aplicate și în cazul combinațiilor de măsuri.

Programul WFD-Explorer propune un model de calcul al costurilor măsurilor bazat pe cunoașterea costurilor de investiție și a costurilor de întreținere și exploatare.

Costul măsurilor utilizate în WFD-Explorer trebuie specificate în unitățile de măsură specificate în paranteze pentru următorii indicatori ai costului total:

- costul investiției pe unitate de măsură [1.000 EUR];
- costul anual (operare și exploatare) pe unitate de măsură [1.000 EUR];
- suprafața de pământ necesară [ha];
- costul achiziționării pământului [1.000 EUR/ha];
- numărul de unități necesare pentru măsuri.

În WFD-Explorer rata aplicării măsurilor este parte integrală a măsurii ce este stabilită în timpul formulării măsurilor (de ex. 50% sau 100%). Rata aplicării unei măsuri nu poate fi aleasă liber în timpul utilizării WFD-Explorer, deoarece în definirea costului prin intermediul acestui program, se utilizează două opțiuni: (i) definirea investiției, a costurilor de întreținere și exploatare, și a necesarului de teren pe metru de aplicare a măsurii * lungimea corpului de apă afectat * rata aplicării ca și număr de unități necesare pentru măsură, sau (ii) includerea lungimii corpului de apă * rata directă a aplicării exprimată în investiții, costuri de întreținere și exploatare și necesar de teren; în acest caz numărul de unități necesare pentru măsură este egal cu 1. În procedura de calcul aleasă pentru testarea WFD-Explorer pe bazine pilot (cap. 5) a fost aleasă cea de a doua opțiune.

În afară de măsurile referitoare la reducerea emisiilor din agricultură și construirea stațiilor de epurare, ce privesc prin prisma Directivei Cadru sunt considerate „măsuri de bază” (și vor fi implementate în conformitate cu Directiva pentru nitrați sau cu Directiva apelor uzate), toate celelalte măsuri sunt „măsuri suplimentare” ce trebuie incluse în evaluările din cadrul Planului de management bazinal și astfel au fost analizate în WFD-Explorer.

În cadrul calculării costului măsurilor se aplică următoarele rate unitare:

- rata schimbului valutar: EUR – RON [RON]
- pământ agricol: [RON/ha]
- excavarea solului: [RON/m³]
- construcții de beton: [RON/m³]
- demolare (lucrări mici): [RON/m³]
- demolari (lucrări mari): [RON/m³]
- rata construcției scării de pești: [RON/m diferență de înălțime]
- rata investiției canalelor de trecere a peștilor: [RON/m]
- rata investiției pământului necesar canalelor de trecere a peștilor: [m² /m teren]

- costul de pompare anual: [RON per m³/s debit mediu anual instalat pe cap de pompă]
- costul anual de întreținere pentru malurile adiacente ale râului : [RON/m]
- costul anual al structurii: [RON/an]

Exemple de taxe pe unitate utilizate în zona pilot din Banat împreună cu modalitățile de calcul folosite, sunt prezentate în capitolul 5.

Pe baza rezultatelor obținute prin analizarea eficienței ecologice a măsurilor și a estimării costurilor măsurilor se trece la analiza cost-eficiență.

Conceptul "cost-eficiență" se referă la efectele măsurilor în termeni de reducere a concentrației de substanțe și de îmbunătățire a rației totale de calitate ecologică sau a calității unui element de calitate per unitate monetară. Ordinea logică de implementare din punct de vedere economic prioritizează acele măsuri care sunt eficiente din punct de vedere al costului raportat la eficiența ecologică totală. Analizele pe parametri de calitate individuali ar putea să dea rezultate diferite ale indicatorului cost-eficiență. Unele măsuri pot fi eficiente doar pentru unele elemente. De aceea în general este necesar utilizarea unor combinații de măsuri ce iau forma programelor de măsuri. Analizele trebuie să fie foarte elaborate pentru a evita apariția unor situații create de implementarea unor pachete de măsuri la costuri ridicate, ce pot fi disproporționate în comparație cu efectele obținute.

Se pot dezvolta însă seturi de reguli care să sprijine prioritizarea măsurilor de renaturare în baza analizei cost-eficiență. Prioritizarea „cost-eficienței” măsurilor se poate face prin aplicarea conceptelor descrise în rândurile de mai jos:

- *costul scăzut este preferat celui ridicat;*
- *combinații câștigătoare din mai multe puncte de vedere („win-win combinations”) ce în majoritatea cazurilor sunt mai puțin costisitoare (de exemplu: măsurile de protecția împotriva inundațiilor pot fi ușor și eficient combinate cu măsurile de renaturare ce vizează oferirea de mai mult spațiu râului, crearea de zone umede sau remeandrarea ș.a.);*
- *sincronizarea timp-buget poate optimiza relația cost-eficiență;*
- *măsurile ce pot deveni eficiente imediat după implementare sunt preferate măsurilor ce implică o durată mai lungă de timp pentru a deveni eficiente;*
- *măsurile cu o durată mai lungă de viață sunt preferate măsurilor cu scurtă viabilitate;*
- *măsurile ce au efecte adiționale pozitive (energie, peisaj, locuri de muncă, recreere și altele) sunt preferate măsurilor ce nu au astfel de efecte secundare sau celor ce au unele efecte negative.*

În timpul utilizării programului WFD-Explorer, raportul cost-eficiență este stabilit prin găsirea unui Plan de Măsuri ce îndeplinește cerințele de calitate a apei pentru azot și fosfor și calitatea ecologică totală, la cel mai scăzut preț. Acest lucru se face prin mai multe încercări. Atu-ul reprezentat de utilizarea WFD-Explorer în dezvoltarea analizei cost-eficiență este rapiditatea modului de lucru și a obținerii rezultatelor. Omul este însă cel, ce pe baza conceptelor sus-amintite prioritizează măsurile selectate.

Pentru a facilita ierarhizarea măsurilor funcție de analiza cost-eficiență WFD-Explorer-ul poate lista toate combinațiile de măsuri, iar acestea se pot prioritiza pe baza raportului între eficiența atinsă (calculată pe elemente de calitate sau ca rație a calității totale pe un corp de apă) și costurile presupuse. Raportul cost-eficiență unui program de măsuri se calculează după formula:

$$(CostE)_{PM} = \frac{E_{PM}}{Cost_{PM}} \quad 4.10.$$

unde:

$(CostE)_{PM}$ este cost-eficiența programului de măsuri,
 E_{PM} este eficiența (ecologică) programului de măsuri,
 $Cost_{PM}$ este costul total al programului de măsuri.

Din acest moment există două reguli de bază care se aplică în prioritizarea măsurilor pe baza analizei cost-eficiență. Aceste reguli susțin că programul de măsuri propus este inefficient dacă:

- *Aceeași eficiență ecologică poate fi obținută prin aplicarea unei alte soluții la un cost mai mic, sau dacă,*
- *Un grad de eficiență ecologică mai ridicat este obținut prin implementarea unui alt pachet de măsuri la același cost, sau chiar la un cost mai mic.*

Trebuie avut însă în considerare faptul că în cazul unor măsuri care pun probleme de scară geografică (precum crearea de maluri ecologice de-a lungul râului), nu va exista întotdeauna o funcție liniară între eficiență unitară (exprimată în îmbunătățirea rației calității ecologice) și suprafața pe care se implementează o măsură (km de mal renaturat).

Cel mai adesea eficiența ecologică se va asocia cu implementarea cantitativă a măsurilor într-o manieră asemănătoare cu legile economice ale creșterii și scăderii randamentului. Eficiența inițială, când o măsură este implementată într-o manieră foarte limitată (ex. doar pentru 50 m de mal în cazul unui corp de apă cu o lungime de 20 km) poate fi aproape de zero. În unele cazuri, eficiența obținută în cazul unei rate de implementare între 25% și 75% poate fi foarte mare, astfel încât procentele rămase pentru restul suprafeței să nu mai motiveze costurile suplimentare (adesea cele mai mari). De aceea, raporturile pentru stabilirea cost-eficienței trebuie să fie stabilite împreună de către ecologiști și economiști, utilizând expertiza locală.

De asemenea, ca o observație referitoare la succesul analizei cost-eficiență se poate adăuga că implicarea utilizatorilor de apă și a altor stakeholderi în prioritizarea măsurilor pe baza analizei cost-eficiență poate ajuta în identificarea soluțiilor practice și eficiente precum și în analiza conceptului de acceptabilitate socială a acestor măsuri.

Acceptabilitatea socială este o chestiune foarte importantă în procesul de prioritizare a măsurilor, problemă ce poate influența semnificativ procesul de analiză a combinațiilor de măsuri

Nu în ultimul rând, pentru formularea obiectivelor fiecărui corp de apă, selectarea programelor de măsuri este o decizie politică.

Prin urmare, alegerea este bazată pe sincronizare, disponibilitate de resurse umane și financiare, acceptare socială și ambiții politice.

CAPITOLUL 5. DEZVOLTAREA ETAPELOR ÎN PREGĂTIREA UNUI PROGRAM DE MĂSURI – STUDIU DE CAZ

5.1. Propunere de abordare etapizată a programului de măsuri pentru corpurile de apă puternic modificate

Prezentul capitol își propune descrierea unor etape de urmat în procesul de elaborare a unui program de măsuri pentru renaturarea corpurilor de apă puternic modificate. Începutul capitolului descrie schematic etapele de urmat, sub forma unei propuneri de mod de lucru, urmând ca în paginile următoare să fie prezentată o situație concretă care să demonstreze utilitatea și eficiența acestui mod de abordare.

Dezvoltarea unui program de măsuri cuprinde o serie de acțiuni a căror corespondență și dependență logică trebuie stabilite înainte de începerea activităților propriu-zise.

Modul de lucru prezentat mai jos cuprinde 10 pași ce pot constitui o eventuală strategie de abordare a programului de măsuri pentru renaturarea corpurilor de apă puternic modificate. Acești pași desemnează înșiruirea logică a activităților de natură tehnică, economică și de participare a publicului, activități necesar de dezvoltat pentru obținerea de bune rezultate a unui program de măsuri (Fig.5.1.).

Această abordare este dezvoltată pe baza direcțiilor oferite de Directiva Cadru a Apelor și prezentate în capitolul anterior. Diferențele constau în concretizarea și dezvoltarea unor etape și includerea informațiilor referitoare la baza de date necesară fiecărei activități și la instrumentele de lucru propuse a fi folosite.

Fiecare dintre cele 10 etape sunt prezentate schematizat, iar unele informații sunt detaliate, astfel încât pe baza acestei prezentări, un specialist în domeniul gospodăririi apelor să știe ce bază de date este necesară pentru obținerea fiecărui rezultat vizat în parte.

Aplicabilitatea acestui mod de lucru și a instrumentelor propuse este apoi testată în subcapitolul 5.2.

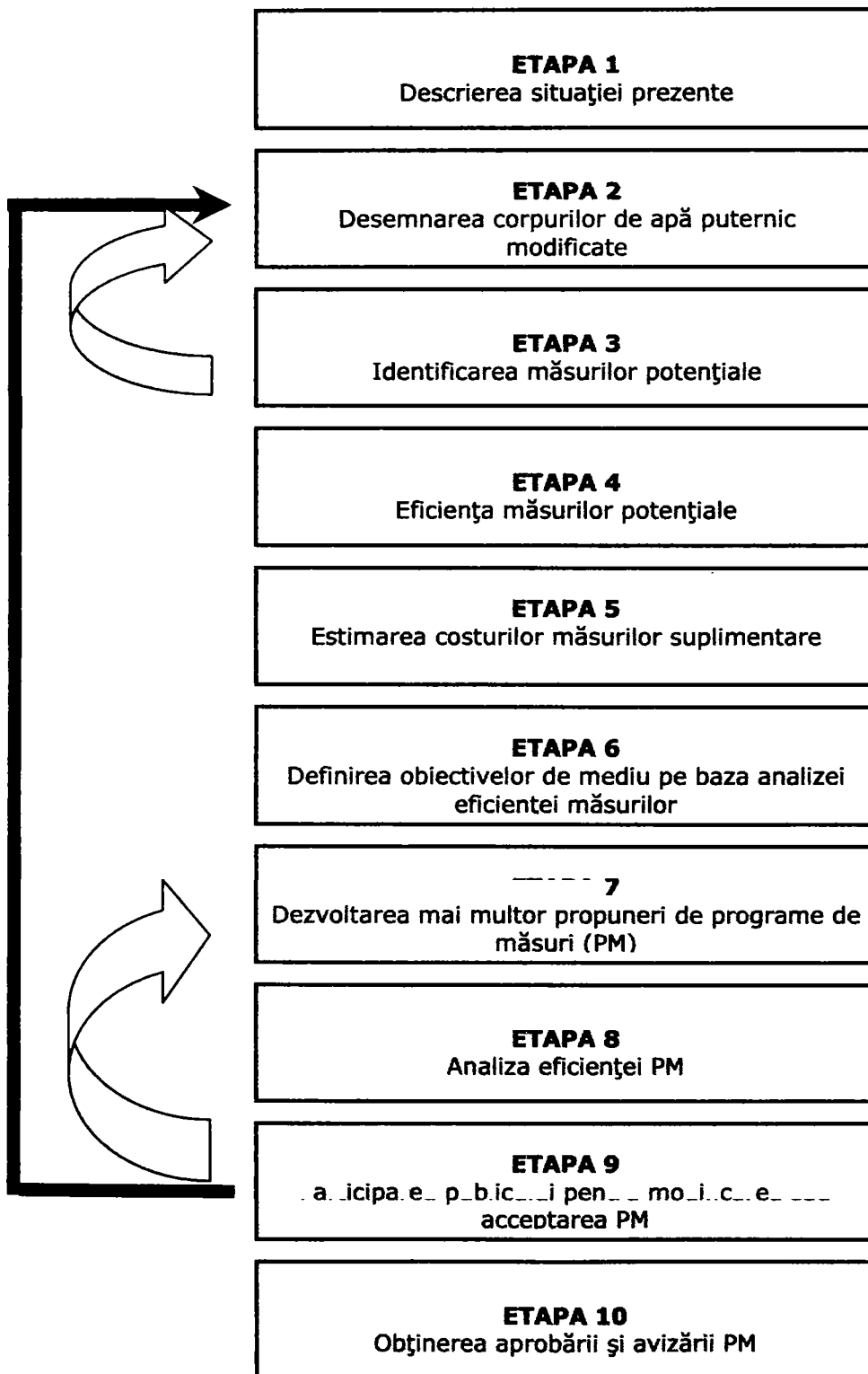


Fig. 5.1. Abordare în 10 etape a programului de măsuri

Etapa-1: Descrierea situației prezente

Înainte de definirea măsurilor este necesară cunoașterea situației curente și anume: caracteristicile bazinului hidrografic și starea actuală a apelor. În această etapă este obligatorie o listare și o analizare a presiunilor antropice și a impactului acestora asupra resurselor de ape pentru identificarea și desemnarea corpurilor de apă. În acest scop au fost elaborate și ghidurile CIS ce dezvoltă conceptul „DPSIR” pentru evaluarea relațiilor existente între utilizarea apei și impactul antropic, și măsurile necesare pentru reducerea impactului sau renaturarea sistemelor hidrografice. Analiza „DPSIR” presupune identificarea „Driving force” (folosința de apă), „Pressure” (presiune exprimată prin alterările ce afectează un corp de apă), „State” (stare a apelor ca sumă a parametrilor ce descriu calitatea apelor), „Impact” (impact, adică efectul presiunilor asupra calității chimice și biologice, exprimat ca deviația produsă de o alterare în comparație cu starea nemodificată), și „Response” (răspunsul, sau măsurile de reabilitare sau renaturare ce pot fi luate).

Tabelul 5.1. Schematizarea etapei 1

Baza de date	Date referitoare la caracteristicile hidrologice, fizico-geografice și socio-economice ale bazinului hidrografic Legislația în domeniu
Instrumente necesare	GIS, implicarea experților și a stakeholderilor
Participarea publicului	Informări și consultări – stakeholderi și publicul larg
Rezultate	Caracterizarea bazinului hidrografic Analiza presiunii și impactului și prezentarea stării chimice și ecologice a apelor

Etapa 2: Desemnarea corpurilor de apă puternic modificate

Pornind de la starea de fapt că în anul 2004 a fost realizată identificarea preliminară a corpurilor de apă naturale, puternic modificate și artificiale, se consideră că în această etapă procesul de desemnare trebuie finalizat, în special cu referire la corpurile de apă ce au fost desemnate ca puternic modificate sau „candidate la puternic modificate” (acolo unde existau incertitudini în procesul de desemnare).

După o caracterizare detaliată a bazinelor hidrografice și a corpurilor de apă aferente, ce include și analiza presiunii și a impactului, trebuie identificate măsuri de reabilitare pentru atingerea stării ecologice bune. Dacă aceste măsuri nu au efecte adverse asupra mediului sau asupra folosințelor de apă, corpurile de apă sunt desemnate ca naturale, iar obiectivul de mediu pentru ele devine starea bună a apelor. În care măsurile sunt tehnic fezabile și fără efecte negative, doar disproporționalitatea costurilor poate motiva desemnarea unor obiective de mediu mai joase decât starea bună.

Dacă măsurile selectate au efecte adverse asupra mediului și asupra folosințelor, trebuie efectuat următorul test de desemnare în care se va analiza dacă impactul poate fi redus prin alte măsuri tehnic fezabile și care au costuri acceptabile. Dacă nu există un set de astfel de măsuri, corpul de apă este considerat a fi puternic modificat și procedura de lucru descrisă mai jos va continua.

Trebuie luat în considerare faptul că, odată cu apariția unor informații suplimentare, în special în timpul analizei cost-eficiență și în analiza

disproporționalității costului, pot apărea reveniri la procesul de desemnare a corpurilor de apă. De exemplu, de la etapa 9 se poate reveni la etapa 2.

Tabelul 5.2. Schematizarea etapei 2

Baza de date preliminară	Desemnarea preliminară a corpurilor de apă puternic modificate După completarea analizelor: corecția desemnării corpurilor de apă, datorită analizării disproporționalității costurilor
Instrumente necesare	Evaluarea impactului asupra mediului, Studiu de pre-fezabilitate, GIS
Participarea publicului	Cooperare strânsă cu toate instituțiile implicate
Rezultate	Desemnarea și descrierea corpurilor de apă puternic modificate, ilustrarea pe hărți GIS a corpurilor de apă puternic modificate

Etapa 3: Identificarea măsurilor aplicabile

Identificarea măsurilor aplicabile pentru corpurile de apă puternic modificate începe cu identificarea programelor de măsuri sectoriale ce curind măsurile de bază. Măsurile autonome propuse de astfel de programe sectoriale (ale consiliilor județene referitoare la sistemele de apă-canal și dezvoltarea stațiilor de epurare, ale hidrocentralelor, ale agenților industriali sau ale celor din agricultură) pot avea efecte pozitive asupra stării corpurilor de apă, sau negative, prin provocarea înrăutățirii stării apelor și apariția unor noi corpuri puternic modificate. Dacă prin aplicarea acestor programe sectoriale se prevede apariția de noi corpuri de apă puternic modificate sau restaurarea stării naturale a unor corpuri de apă, procedura presupune reîntoarcerea la etapa 2 și reactualizarea analizelor.

Lista tuturor măsurilor potențiale pentru reabilitarea corpurilor de apă puternic modificate este punctul de plecare pentru etapa 3. Această listă poate fi adaptată și chiar extinsă, în funcție de condițiile locale. Pentru o mai bună analiză, măsurile pot fi grupate după cum urmează: măsuri de management (ex. controlul debitelor sau întreținerea ecologică a malurilor), măsuri tehnice (ex. remeandrare sau refacerea cursului unui râu recalibrat și rectificat), instrumente legale (ex. politici de prețuri și tarifare), și educarea publicului larg (ex. referitor la reducerea presiunilor din agricultură sau de la alte folosințe).

Tabelul 5.3. Schematizarea etapei 3

Baza de date preliminară	Caracterizarea rețelei hidrografice și a corpurilor de apă, analiza presiunii și impactului (etapa 1) și desemnarea corpurilor de apă puternic modificate (etapa 2) Lista tuturor măsurilor potențiale de renaturare Informații cu privire la existența unor programe de măsuri autonome din alte sectoare economice
Instrumente necesare	Lista tuturor măsurilor potențiale, hărți GIS sau în format clasic
Participarea publicului	Implicare activă a stakeholderilor în selectarea măsurilor specifice
Rezultate	Lista măsurilor specifice aplicabile

Etapa 4: Eficiența ecologică a măsurilor potențiale

Pentru a identifica nivelul de atingere a obiectivelor corpurilor de apă puternic modificate este necesară evaluarea efectelor măsurilor asupra elementelor de calitate chimică și biologică.

Potențialul ecologic este definit de starea elementelor biologice de calitate (macrofaună, macrofite, ihtiofaună, fitobentos și fitoplanton), de elementele hidromorfologice și fizico-chimice.

Ca punct de plecare pot fi utilizate observațiile din teren asupra stării actuale a apelor.

Apariția speciilor, ca bază a analizei elementelor biologice de calitate, depinde în cea mai mare măsură de condițiile fizico-chimice și hidromorfologice. Prin urmare, măsurile de reabilitare vor avea efecte directe sau indirecte asupra indicatorilor biologici de calitate.

De asemenea, trebuie avut în vedere faptul că efectele măsurilor trebuie analizate la scară bazinală deoarece măsurile nu afectează doar corpul de apă pe care sunt implementate, ci și corpurile de apă din aval.

Analiza efectelor măsurilor poate fi elaborată pe baza unor judecăți pornind de la cunoașterea regulilor referitoare la dependențele funcțiilor ecologice sau prin utilizarea unor programe de modelare, așa cum este WFD-Explorer. Programul WFD-Explorer a fost creat pentru a oferi un răspuns rapid și pentru a da gospodarilor de apă și stakeholderilor șansa cunoașterii și înțelegerii interrelațiilor existente între obiectivele urmărite, măsurile potențiale și eficiența ecologică și economică a fiecărei măsuri în parte sau a unui set de măsuri.

Crearea și dezvoltarea unui astfel de model necesită ca bază de date informații referitoare la caracteristicile corpurilor de apă (ex. debite, secțiuni transversale), presiuni (cuantificarea emisiilor) și măsuri. Aceste date reprezintă baza pentru realizarea unui model al bilanțului de apă și substanțe.

O importantă componentă a programului o reprezintă descrierea relațiilor existente între măsuri, condiții de mediu și elementele ecologice de calitate, descriere ce ia forma așa-numitelor reguli de cunoaștere. Față de aplicarea acestor reguli prin judecăți individuale ale experților, aplicarea regulilor într-un program de modelare are avantajul dat de rapiditatea răspunsului și de posibilitatea realizării analizei și pentru alte regiuni similare chiar fără prezența specialiștilor. Chiar dacă WFD-Explorer beneficiază de un sistem de expertiza, prezența hidro-biologilor este necesară pentru definirea regulilor de cunoaștere a funcțiilor ecologice și pentru interpretarea rezultatelor modelului.

Tabelul 5.4. Schematizarea etapei 4

Baza de date preliminară	Lista măsurilor potențiale Rezultate de monitoring Reguli de cunoaștere a funcțiilor ecologice
Instrumente necesare	WFD Explorer, reguli de cunoaștere a funcțiilor ecologice
Participarea publicului	Consultarea stakeholderilor
Rezultate	Analiza eficienței măsurilor

Etapa 5: Estimarea costului măsurilor potențiale individuale

Măsurile care îmbunătățesc calitatea chimică a apelor sunt în general măsuri de bază în conformitate cu Directiva Apelor Uzate sau Directiva pentru Nitrați. Ele însă nu sunt în orice situație suficiente pentru reabilitarea ecosistemelor acvatice. În astfel de cazuri este necesară implementarea de măsuri suplimentare. Măsurile suplimentare propuse (adițional măsurilor de bază) consistă în cea mai mare măsură din măsuri de reabilitare hidromorfologică sau măsuri de renaturare a condițiilor ecologice.

Măsurile de reabilitare sau renaturare hidromorfologică cuprind măsuri precum reconstrucția secțiunilor transversale naturale, lățirea sau adâncirea patului albiei, re-menadrarea sau reconectarea unor brațe moarte a unui râu. De asemenea sunt luate în considerare posibilitățile de construcție de scări de pești sau canale laterale pentru migrația peștilor, sau chiar demolarea barărilor transversale.

Toate aceste măsuri necesită costuri de investiție a lucrărilor sau de achiziție a terenurilor necesare desfășurării lucrărilor și dezvoltării albiei și costuri de întreținere și exploatare.

Pe baza ratelor unitare a costurilor și a dimensiunilor tronsonului corpului de apă afectat de lucrări, se calculează costurile de investiții, costurile de achiziționare a terenului și costurile de întreținere și exploatare. Procedurile de calcul în WFD-Explorer sunt prezentate în aplicația efectuată pe zonele pilot alese pentru exemplificarea modului de lucru propus în această secțiune.

În afară de costurile directe prezentate mai sus, se pot calcula și costurile și beneficiile indirecte asociate implementării unei măsuri. Acestea includ beneficiile recreaționale și de sănătate, costurile mai scăzute pentru tratarea apei potabile și beneficiile asociate producerii de energie electrică prin metode ecologice. Majoritatea acestor costuri și beneficii indirecte sunt dificil de cuantificat. Dacă în cazul stațiilor de epurare și al hidrocentralelor, costurile și beneficiile indirecte sunt mult mai ușor de estimat, în celelalte situații se aplică metode mult mai vagi de estimare.

O posibilă metodă este direcționată pe estimarea modului de afectare a prețurilor în diferite condiții de calitate a mediului. De exemplu, diferențele de preț în achiziționarea unei case, teren sau altfel de proprietăți pot fi atribuite diferențelor în calitatea serviciilor de mediu în aceste locații (metoda prețului hedonic). Un alt exemplu este dat de analiza costurilor de călătorie. Metoda se bazează pe estimarea costurilor pe care o persoană le are pentru a beneficia de posibilitățile de recreere oferite de un mediu natural (estimarea costului combustibilului și timpului călătoriei).

Tabelul 5.5. Schematizarea etapei 5

Baza de date preliminară	Dimensiunile corpului de apă afectat de alterări, măsurile propuse, necesitățile de teren și lucrări pentru implementarea măsurii, costurile unitare pentru teren sau lucrări, locuitorii echivalenți din zonele care necesită stații de epurare, costurile de întreținere și exploatare anuale, rata de schimb valutar, costuri și beneficii indirecte
Instrumente necesare	Metode de calcul al costurilor de investiții, al costurilor de întreținere și exploatare și costurilor anuale totale ale măsurilor individuale
Participarea publicului	neaplicabil
Rezultate	Costuri de investiții, costuri de întreținere și exploatare și costul anual total al măsurilor individuale

Etapa 6: Definirea obiectivelor de mediu pe baza analizei eficienței măsurilor

Definirea obiectivelor de mediu pentru corpurile de apă puternic modificate nu se poate baza pe definirea concretă a condițiilor de referință (deoarece acestea nu există), în schimb se bazează pe definirea potențialului ecologic bun. Potențialul ecologic bun reprezintă calitatea ecologică maximă ce poate fi obținută pentru un corp de apă dacă toate măsurile de rehabilitare identificate, și care nu au efecte adverse, ar fi implementate corect. În conformitate cu Directiva Cadru a Apelor, corpurile de apă puternic modificate trebuie să atingă potențialul ecologic bun până în 2015. Potențialul ecologic bun este definit ca o mică deviere față de valorile ce definesc elementele ecologice de calitate la potențialul ecologic maxim.

Tabelul 5.6. Schematizarea etapei 6

Baza de date preliminară	Informații asupra măsurilor suplimentare potențiale (etapa 3) Informații asupra eficienței măsurilor suplimentare (etapa 4)
Instrumente necesare	Metode de identificare a potențialului ecologic foarte bun și bun (ex. prin utilizarea WFD Explorer sau a judecăților experților)
Participarea publicului	neaplicabil
Rezultate	Definirea potențialului ecologic foarte bun și bun

Figura 5.2. prezintă alternativele de determinare a potențialului ecologic bun. În exemplul propus se va detalia „metoda pragmatică” sau „metoda Praga”.

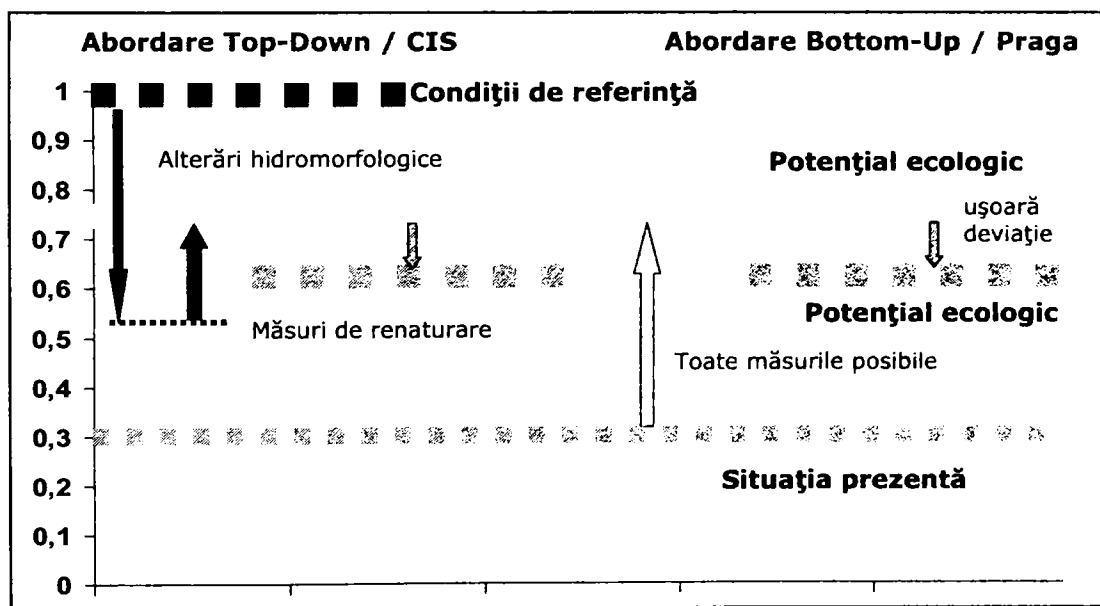


Figura 5.2. Metode de definire a potențialului ecologic maxim și a potențialului ecologic bun în conformitate cu metoda Ghidului CIS și cu metoda Praga

„Metoda Praga” definită în octombrie 2005 ia ca punct de plecare situația prezentă și definește potențialul ecologic maxim ca potențial ce poate fi atins în

situația în care toate măsurile de renaturare ar fi aplicate, în timp ce „metoda CIS” ia ca punct de plecare condițiile de referință.

Informațiile din etapele 3 (măsurile potențiale) și 4 (eficiența măsurilor) fac posibilă ierarhizarea măsurilor funcție de eficiența lor și excluderea măsurilor ineficiente.

Potențialul ecologic ce poate fi atins prin excluderea măsurilor care nu sunt foarte eficiente este potențialul ecologic bun. Această metodă simplificată este ilustrată în figura 5.3.

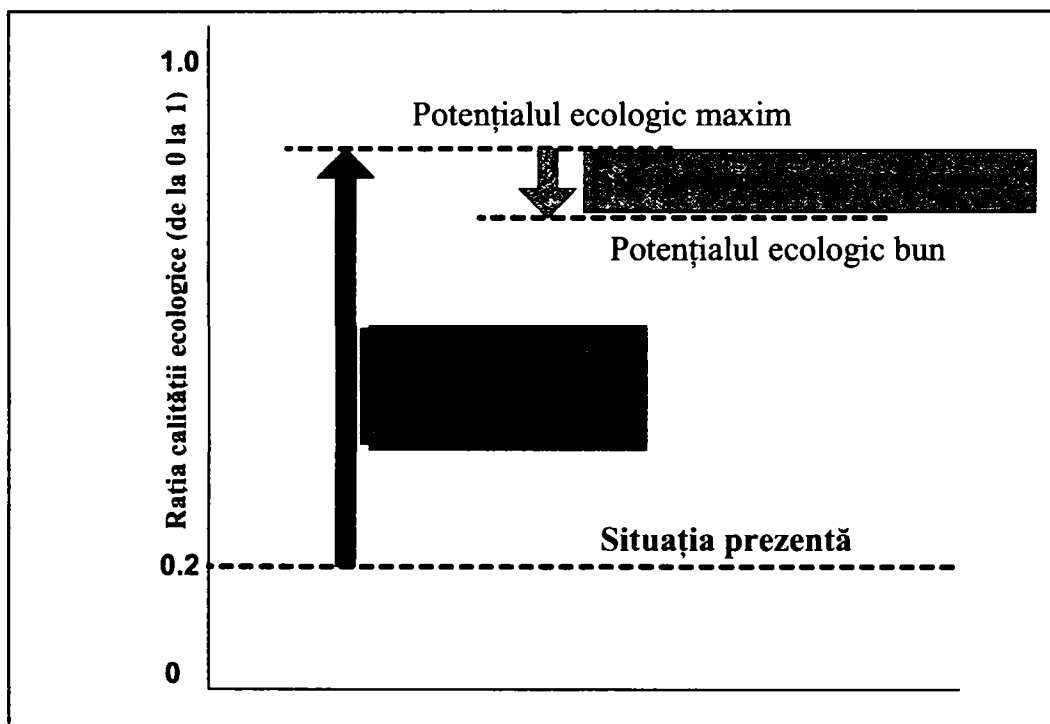


Figura 5.3. Determinarea potențialului ecologic maxim și a potențialului ecologic bun

Etapa 7: Dezvoltarea unor programe de măsuri alternative

Programele de măsuri rezultă din combinarea măsurilor individuale identificate în etapa a 3-a, care au trecut de analiza eficienței ecologice din etapa a 4-a și care au trecut de analiza economică din etapa a 5-a. În această etapă se vor dezvolta câteva programe de măsuri alternative ce vor viza diferite scenarii de atingere a obiectivelor de mediu.

Principalii indicatori urmăriți de programul de măsuri sunt: eficiența ecologică și economică a măsurilor, acceptabilitatea socială și gradul de dificultate al procesului de implementare a programului de măsuri.

Analiza eficienței ecologice și economice a unei măsuri este un proces complex și dificil de realizat deoarece majoritatea măsurilor implementate pe un corp de apă au efecte și asupra corpurilor de apă din aval. Mai mult decât atât, efectele unei măsuri nu se limitează asupra unui singur element de calitate, ci afectează o scară largă de indicatori de calitate, însă în diferite grade. De exemplu, construirea unei stații de epurare afectează corpul de apă ce primea până la

finalizarea lucrării efluentul de ape uzate, da și corpurile de apă din aval. De asemenea studiul efectului acestei măsuri este unul complicat deoarece acesta se manifestă direct asupra încărcării cu substanțe organice și indirect asupra elementelor biologice de calitate din clasa nevertebrate.

Tabelul 5.7. Schematizarea etapei 7

Baza de date preliminară	Lista măsurilor potențiale și a efectelor acestora (etapa 4) analiza costurilor (etapa 5)
Instrumente necesare	Metode de estimare a eficienței ecologice și economice a măsurilor individuale și a combinațiilor de măsuri, WFD-Explorer, WFD-Optimiser
Participarea publicului	neaplicabil
Rezultate	Programe de măsuri alternative ce vizează diferite scenarii

Pentru a calcula eficiența ecologică a unei măsuri s-a dezvoltat o metodă de calcul pentru a se putea ajunge la un indicator al eficienței, unitar per măsură, luând în calcul toate elementele de calitate. Formula de calcul a eficienței ecologice (E) pentru un element de calitate (EC) pe un corp de apă este după cum urmează (5.1.):

$$E_{EC} = \frac{\text{efectul PM}}{\text{efectul maxim}} = \frac{\text{valoarea atinsă după implementarea PM} - \text{valoarea prezentă}}{\text{valoarea potenț. ecol. max.} - \text{valoarea prezentă}} \quad 5.1.$$

Folosind aceste formule, măsurile pot fi prioritizate în funcție de eficiența lor, exprimată ca raport între diferența dintre starea obținută prin implementarea programului de măsuri (PM) și starea prezentă și diferența între starea la potențialul ecologic maxim și starea actuală.

Utilizând același raport, eficiența poate fi calculată atât pentru rația calității ecologice (RCE) și elementele hidromorfologice, utilizând scorurile de la 0 la 1 (formula 5.2.), cât și pentru parametri fizico-chimici (formula 5.3.), utilizând valorile concentrațiilor sau alte valori relevante pentru fiecare parametru (C_p). De asemenea, eficiența poate fi calculată ca valori totale ale elementelor de calitate pe un corp de apă (formula 5.4.) sau pe un bazin hidrografic (formula 5.5.).

$$E_{EC(RCE, hidromorf.)} = \frac{RCE_{PM} - RCE_{prezent}}{RCE_{potenț max} - RCE_{prezent}} \quad 5.2.$$

$$E_{EC(elem. fiz-chim)} = \frac{\sum_{p=1}^i \frac{C_{p,PM} - C_{p,prezent}}{C_{p,potenț max} - C_{p,prezent}}}{i} \quad 5.3.$$

$$E_{corp\ apă} = \frac{\sum_{EC=1}^n (E_{EC})}{n} \quad 5.4.$$

$$E_{bazin} = \frac{\sum_{corp\ apă=1}^k (E_{corp\ apă})}{k} \quad 5.5.$$

Pentru ușurarea muncii în procesul de dezvoltarea a programului de măsuri poate fi folosit programul WFD-Explorer. Odată introduse în program măsurile selectate în etapa a 3-a, ele pot fi activate individual și programul va calcula efectele pentru toate elementele de calitate pentru fiecare corp de apă în parte. Rezultatele sunt disponibile instantaneu și sunt prezentate grafic, timpul de lucru în calculul eficienței unui program de măsuri fiind astfel mult redus.

Etapa 8 Analiza cost-eficiență pentru programele de măsuri

Eficiența ecologică-economică a combinațiilor de măsuri poate fi calculată prin aceleași metode care se aplică pentru măsuri individuale. Aceasta se realizează prin compararea efectelor măsurilor selectate cu costurile presupuse pentru implementarea lor.

Tabelul 5.8. Schematizarea etapei 8

Baza de date preliminară	Programe de măsuri alternative ce vizează diferite scenarii de atingere a obiectivelor de mediu (etapa 7)
Instrumente necesare	Metodă de evaluare a eficienței unui program de măsuri, WFD-Explorer
Participarea publicului	neaplicabil
Rezultate	Eficiența ecologică a programului de măsuri exprimată în eficiență pe element de calitate și eficiență totală. Costurile totale ale programelor de măsuri Eficiența economică a programelor de măsuri

În cazul studiului de față se va utiliza programul WFD-Explorer care utilizează regulile de cunoaștere a funcțiilor ecologice și costurile totale anuale (costurile de întreținere și exploatare anuale și rata anuală a costurilor de investiții).

Ca și în cazul măsurilor individuale, cunoașterea și reprezentarea în scoruri de eficiență a interacțiunii dintre efecte reprezintă o problemă complexă. Optimizarea procesului ține de judecata experților implicați în proces.

Etapa 9: Participarea publicului pentru modificarea sau acceptarea programelor de măsuri și a obiectivelor de mediu

Pentru fiecare program de măsuri se vor defini obiectivele de mediu pentru toate elementele de calitate. Având în vedere că nu este posibil de estimat cu acuratețe efectul (eficiența ecologică) a unei măsuri sau a unui set de măsuri, se va lucra cu scorul eficienței ecologice (rația de calitate ecologică) exprimat în scara de

la 0 la 1 sau. Această informație poate fi oferită prin rapoatele specialiștilor biologi sau prin utilizarea unui sistem informațional precum WFD-Explorer. În cazul evaluării stării ecologice obiectivele sunt mult mai simplu de evaluat, criteriile sau standardele de calitate fiind clar exprimate de fiecare stat.

Metoda de evaluare a eficienței totale (proces elaborat în etapele 7 și 8) poate fi folosită pentru exprimarea obiectivelor de mediu ale fiecărui program de măsuri în cifre ale eficienței totale ale programului de măsuri analizat.

Dacă starea ecologică vizată după implementarea unui program de măsuri este estimată a fi sub potențialul ecologic bun trebuie aplicate proceduri de derogare pentru atingerea unor obiective mai joase decât potențialul ecologic bun. Aceste derogări trebuie motivate prin analiza disproporționalității costului și prezentate într-un mod transparent în Planul de Management Bazinal.

Participarea publicului trebuie asigurată pe tot parcursul elaborării programului de măsuri. Până la etapa a 9-a există numeroase sesiuni de informări și consultări ale publicului larg și stakeholderilor. În general aceste acțiuni sunt pregătite de specialiști și li se atribuie timp și bugete speciale în activitatea de dezvoltare a Planului de Management Bazinal. Toate aceste secvențe sunt integrate și în modul de lucru prezentat în această secțiune a lucrării, în tabelele ce ilustrează schematizarea fiecărei etape de lucru.

Tabelul 5.9. Schematizarea etapei 9

Baza de date preliminară	Programe de măsuri alternative (analiza cost-eficiență inclusă)
Instrumente necesare	Workshop-uri, alte întâlniri cu scopul consultării publicului Judecăți ale experților cu privire la problemele tehnico-economice sau utilizarea WFD Explorer
Participarea publicului	Consultarea finală cu stakeholderii
Rezultate	Răspuns cu privire la programele de măsuri, la prioritizarea acestora și la definirea obiectivelor de mediu corespondente. Motivații cu privire la derogările pentru obiective de mediu mai scăzute.

Etapa 10: Obținerea aprobării pentru programul de măsuri și includerea sa în Planul de Management Bazinal

Pe baza răspunsului stakeholderilor, oferit în etapa 9, forurile cu drept de decizie la nivel bazinal trebuie să aprobe sau avizeze un program de măsuri ce urmează a fi implementat. Programul de măsuri selectat pentru un sub-bazin trebuie să conțină măsuri și acțiuni care să fie în concordanță cu celelalte programe de măsuri propuse la nivel bazinal sau de district hidrografic.

Programul de măsuri prezentat în această etapă trebuie să conțină informații explicite cu privire la fezabilitatea tehnică a măsurilor, așteptările cu privire la nivelul de atingere al obiectivelor de mediu, planificarea economică și temporală, astfel încât implementarea corectă și eficientă a măsurilor propuse să poată avea loc.

Odată aprobat, un program de măsuri devine parte integrantă a Planului de Management Bazinal și devine obligatoriu a fi implementat. Anumite corecții pot apărea odată cu reactualizarea bazei de date utilizată în procesul de planificare, însă este de dorit, ca odată ajuns la această etapă, corecțiile să fie minore, să punteze probleme de detaliu și nu modificarea majoră a programului de măsuri.

Tabelul 5.10. Schematizarea etapei 10

Baza de date preliminară	Răspunsul stakeholderilor asupra programului de măsuri (includerea acestui răspuns în varianta prezentată pentru avizare din partea forurilor cu drept de decizie)
Instrumente necesare	Instrumente de planificare economică
Participarea publicului	Within the RBMP drafting process, a wider audience is to be involved. A dedicated public participation strategy needs to be developed in line with WFD requirements. This goes however beyond this 10 Step plan.
Rezultate	Program de măsuri ca parte integrantă a Planului de Management Bazinal, Explicarea derogărilor (dacă este cazul) Informații referitoare la procesul de planificare și implementare a programului de măsuri

5.2. Aplicație pentru 4 tipuri de presiuni ce se manifestă pe corpurile de apă puternic modificate

Pentru exemplificarea modului de lucru prezentat în capitolul anterior au fost selectate pentru aplicație patru zone pilot din Spațiul Hidrografic Banat, zone ce au reprezentativitate referitor la tipurile de impact ce necesită cea mai mare atenție în majoritatea regiunilor. Spațiul ales pentru demonstrația propunerii de abordare a programului de măsuri pentru renaturarea corpurilor de apă puternic modificate beneficiază de toate semnele clare ale unor alterări istorice și prezente. Istoria de peste 200 de ani a lucrărilor hidrotehnice din Spațiul Banat și dezvoltarea agro-industrială din perioada contemporană au motivat alegerea acestei zone ca studiu de caz.

Etapetele prezentate în capitolul anterior sunt aplicate pe rând pentru zonele de studiu, zone pe care a fost dezvoltat și calibrat programul WFD-Explorer.

Analiza începe cu descrierea situației prezente și desemnarea corpurilor de apă puternic modificate, pași care au fost realizați până în prezent de către specialiștii din cadrul Direcției Apelor Banat, și pe a căror expertiză se vor baza etapele următoare.

Impactul uman asupra stării apelor se reflectă în Caracterizarea Spațiului Hidrografic Banat, prezentată în Raportul din martie 2005 (în conformitate cu Art. 5 al Directivei Cadru). În acest document finalizat în decembrie 2004 de către Direcția Apelor Banat, la nivelul Spațiului Hidrografic Banat, corpurile de apă sunt desemnate provizoriu după cum urmează:

- 40 (12%) corpurile de apă puternic modificate;
- 39 (11,7%) „candidate” la corpurile de apă puternic modificate;
- 132 (39,5%) naturale;
- 121 (36,2%) nepermanente (afluenți sezonieri);
- 2 (0,6%) corpurile de apă artificiale.

În concluzie, aproape 25% din corpurile de apă delimitate provizoriu au fost identificate ca „puternic modificate”. Criteriile naționale pe care s-a bazat această desemnare au fost prezentate în detaliu în capitolul 2 și sunt schematizate în tabelul 5.11.

Pornind de la analiza impactului și a presiunilor, în cadrul Spațiului Hidrografic Banat se regăsesc patru tipuri majore de alterări hidromorfologice ale corpurilor de apă:

- lucrări de barare transversală: baraje/stăvilare/praguri;
- lucrări de barare longitudinală: îndiguiuri și regularizări;
- captări de apă (derivații);
- hidrocentrale cu regim pulsatoriu.

Cel de-al cincilea tip de presiuni hidromorfologice, navigația, nu este analizat în această lucrare deoarece pe râurile interioare din Banat nu există în momentul de față posibilitatea de a analiza eficient această alterare. De asemenea trebuie luat în considerare faptul că studiul acestui tip de presiune necesită atenție specială deoarece analiza cost-eficiență a măsurilor este influențată de programele sectoriale economice și necesită o coordonare trans-sectorială.

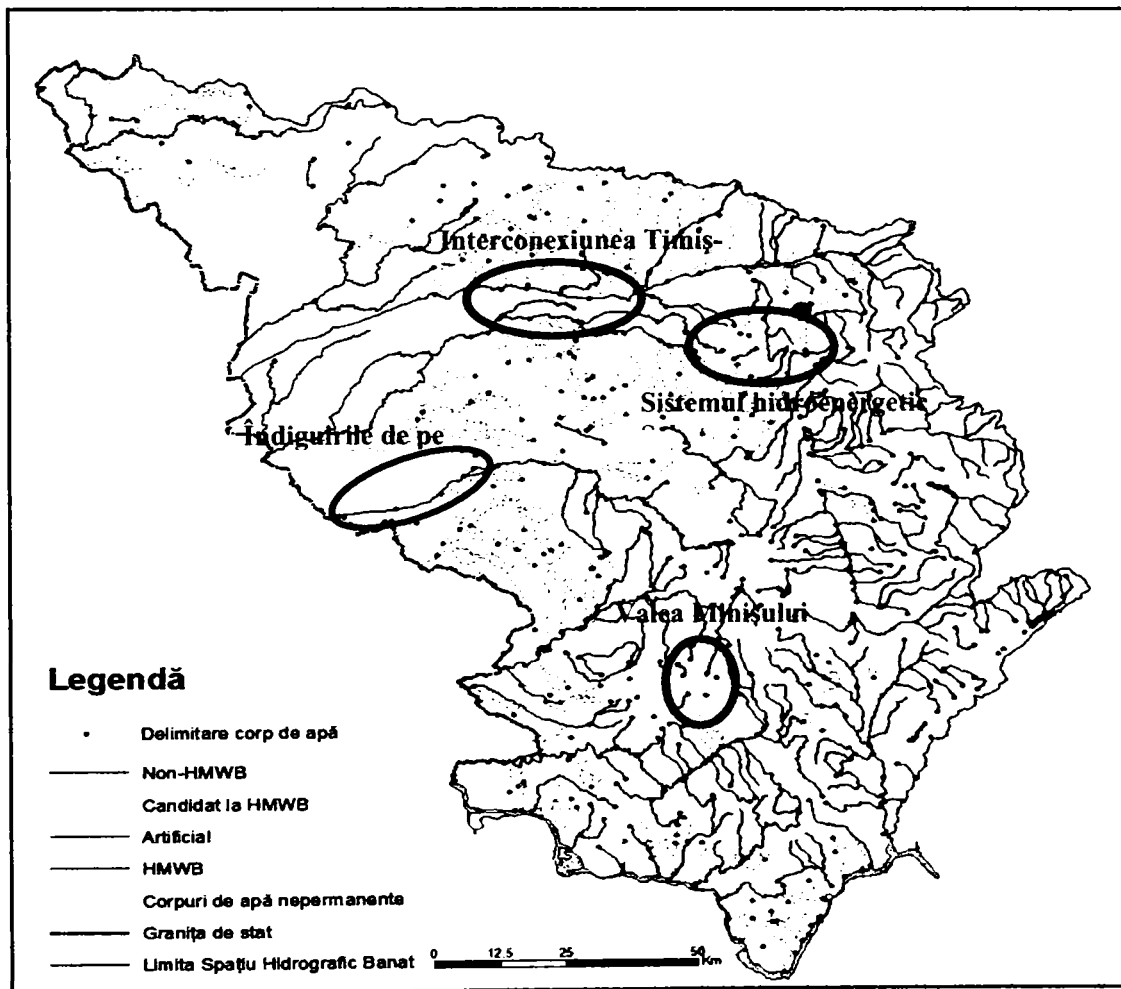


Fig. 5.4. Localizarea celor 4 zone pilot

Pe baza celor patru tipuri de alterări semnificative și analizabile fără implicațiile macro-economice menționate mai-sus, au fost selectate patru areale pilot care să fie reprezentative și pentru alte corpuri pe care se manifestă același tip de presiune:

- Interconexiunea Bega-Timiș-pentru derivații;

- Bârzava-pentru îndiguiri;
- Sebeș-pentru regimul pulsatoriu;
- Minișul-pentru barări transversale.

Aceste zone pilot sunt indicate în Figura 5.4., iar starea actuală este descrisă în detaliu în cele ce urmează.

Corpurile de apă din zonele pilot sunt prezentate în Tabelul 5.11. Pentru fiecare corp de apă vor fi prezentate codul de identificare și tipul caracteristic, informații ce vor fi folosite în caracterizarea și analiza din etapele următoare.

Tabelul 5.11. Corpuri de apă din zonele pilot și tipul atribuit lor

Zona pilot	Râu	Corp de apă	Nume	Tip
Interconexiunea Timiș-Bega	Bega	V-1-3*	Am. loc. Timișoara	RO13a
		V-1-31	Loc. Belinț pod auto Babsa	RO11a
		V-1-34		RO10a
	Timiș	V-2-8*	Loc. Șag	RO13a
		V-2-7	Am. cf. Timișoara - pod Hitiaș	RO12a
		V-2-6*	Loc. Lugoș	RO12a
Îndiguirile de pe Bârzava	Barzava	V-2-111	Loc. Partoș	RO13a
Barările de pe Miniș	Miniș	VI-1-11	Am. cf. Tăria	RO02b
	Steier	VI-1-12	am. cf. Miniș	RO02c
Sistemul hidroenergetic Sebeș	Sebeș	V-2-29	Loc. Zervești	RO01a

**în cadrul interconexiunii Timiș-Bega analiza se va desfășura în special pe aceste corpuri de apă*

Fiecare tip de apă are propriile caracteristici abiotice și de ihtiofaună și condiții de referință specifice ce sunt stabilite pe baza standardelor naționale.

Interconexiunea Timiș – Bega

Interconexiunea Timiș - Bega a fost selectată ca prima zonă pilot în zona joasă a Banatului. Această secțiune a râurilor Bega și Timiș este localizată în ecoregiunea Câmpiei Panonice, amonte de Timișoara. Râurile Bega și Timiș sunt supuse unor „presiuni hidromorfologice semnificative” pe 79% și respectiv 55% din lungimea lor. Ambele râuri se varsă în Serbia la 75-100 km sud-vest de Timișoara.

Cele două râuri sunt conectate prin canale artificiale de derivație în două locuri. Conexiunea din amonte începe la Nodul Hidrotehnic Coștei și a fost construită pentru a direcționa apa din Timiș în Bega prin canalul de alimentare de la Coștei, cu scopul de a suplimenta debitul Begăi pe perioada de ape mici pentru a putea alocă apă tuturor utilizatorilor din Timișoara. Această conexiune poartă denumirea de Canalul de alimentare Coștei-Chizătău sau pe scurt Canalul de alimentare Coștei.

Conexiunea din aval începe la Nodul Hidrotehnic Topolvăț și a fost construită pentru a direcționa apa din Bega în Timiș în caz de ape mari și risc de inundații pe Bega, tot pentru protecția sectorului aval ce cuprinde Timișoara. Canalul de derivare al apelor mari către Timiș poartă denumirea de Canalul descărcător Topolvăț-Hitiaș, pe scurt Canalul de descărcare.

În cazul ambelor interconexiuni, apa este direcționată gravitațional prin utilizarea unei combinații de porți și stăvilare.

Deși canalele conectoare sunt total sau parțial corpuri de apă artificiale, ele au fost incluse în zona pilot deoarece formează parte integrantă din sistem. Istoric vorbind, între râurile Timiș și Bega existau numeroase interconexiuni înainte de lucrările de drenare și desecare a interfluviului dintre cele două. În situația originală, înainte ca aceste lucrări intensive de gospodărire a apelor să aibe loc, cele două râuri se revărsau împreună fără a se putea identifica o cumpănă propriu-zisă a apelor.

Lângă conexiunea de la Topolovăț, apa poate fi stocată în polderul de retenție Hitiaș, localizat între râurile Bega și Timiș.

Ambele râuri sunt de asemenea parțial modificate de îndiguiri și canalizări. La Topolovăț există de asemenea o microhidrocentrală și o captare pentru irigații (nefolosită în prezent). Printre presiunile ce se manifestă pe Timiș (V-2-7, V-2-8) se evidențiază și stația de epurare de la Lugoj. Aval de zona pilot, apa este captată din Bega pentru alimentarea orașului Timișoara cu apă de băut.

Zona pilot include de asemenea partea aval a Timișului, până la granița cu Serbia. Aici a fost construit un al doilea polder de retenție, Pădureni, care a dus la tăierea părții amonte a Timișului Mort (un braț mort al râului Timiș).

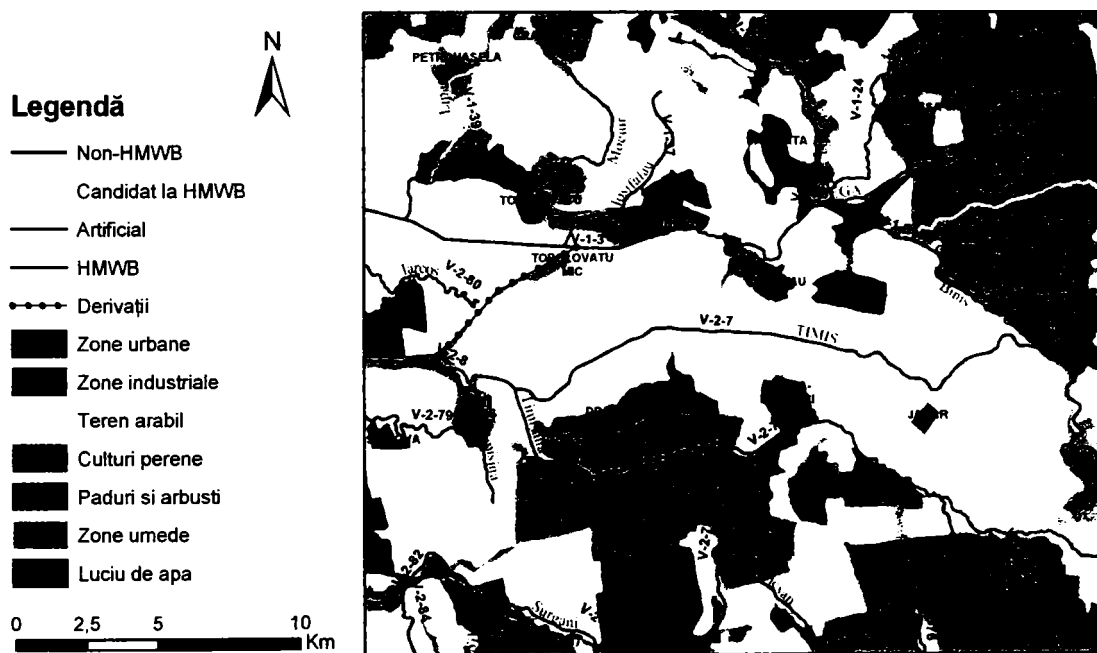


Figura 5.5. Localizarea corpurilor de apă ale interconexiunii Timiș-Bega

Interconexiunea Bega-Timiș este formată din următoarele corpuri de apă și presiunile asociate lor (fig. 5.5.):

- Bega-Timiș - canalul de descărcare (utilizat la ape mari): corp de apă artificial (Div-0);
- Bega: V-1-2 între confluențele cu Bega Poienilor și Chizdia;
- Bega: V-1-3 între confluența cu Chizdia și confluența cu Behela (la intrarea în Timișoara);

- Timiș-Bega - canalul de alimentare Coștei: corp de apă artificial (Div-1), corp de apă puternic modificat (V1-34, V1-31);
- Timiș: descărcările stației de epurare de la Jabăr (Lugoj); amonte V2-6, aval V2-7 și V2-80/V2-8a/V-2-8b/V-2-8d, desemnate ca și corpuri de apă puternic modificate din cauza presiunilor hidromorfologice: captări de debite, îndiguiri, lucrări hidrotehnice;
- Timișul Mort (V-2-8c): corp de apă neoficial, dar puternic modificat deoarece tranzitează cantități de apă mult reduse;
- Polderul de retenție Hitiș (nu este un corp de apă).
- Diferitele corpuri de apă ale interconexiunii Bega-Timiș au următoarele funcții:
- Timiș-pentru captare de apă (Timiș-Bega Coștei canal de alimentare cu apă), V-2-6, V-1-34, V-1-31;
- Bega-pentru alimentare cu apă, V-1-3;
- Îndiguiri de a lungul Timișului-pentru apărare împotriva inundațiilor: V-2-6, V-2-7, V-2-8.

Bazinul hidrografic Bega are resurse limitate de apă în timpul verii vis-a-vis de cerințele mari de apă, deoarece debitul mediu este de doar 10,3 m³/s iar debitul minim necesar satisfacerii cerințelor de apă din Timișoara este de 4,5 m³/s din care pentru apă potabilă circa 30%, pentru industrie circa 15%, iar debitul de diluție reprezintă aproximativ 55%. Alimentarea cu apă a orașului Timișoara este realizată în procent de două treimi din Bega și o treime din ape subterane. În ultimii ani, ca urmare a introducerii contoarelor de apă în cadrul gospodăriilor, și din cauza declinului activității industriale, cererea și consumul de apă a scăzut de la 3.000 la 1.200 l/s.

Media debitului suplimentat din Timiș este 4-6 m³/s, care este aproximativ egală cu media debitului din canalul de descărcare al apelor mari Bega-Timiș.

Regulamentul de funcționare a celor două canale de derivație aplică următoarele proceduri operaționale:

- operațiuni normale (iulie – noiembrie) - În această perioadă regulile existente vor fi aplicate pentru canalul Bega, cu executarea manevrelor necesare la nodul hidrotehnic Topolovăț, în concordanță cu stația hidrometrică Remetea. La stația Remetea nivelul se menține între 10 și 60 cm, iar la Bucovăț debitul nu depășește 15 m³/s cu excepția perioadei de irigații când temporar crește la 25 m³/s. Nivelurile cerute sunt menținute de la nodul hidrotehnic Sânmihai, prin manevrarea stăvilărilor tip Stoney;
- operațiuni la ape mari (decembrie – iunie) - Stăvilărilor de la Topolovăț este manevrat astfel încât în combinație cu aflusul de apă de pe Bega amonte de Topolovăț (măsurat la nodul hidrotehnic Topolovăț și nodul hidrometric Remetea) debitele nu depășesc 11 m³/s (nivelurile la miră sunt 156 cm și respectiv 220 cm). Stăvilărilor de la Coștei este închis când nivelurile apei la Chizătău sunt la + 100 cm (considerând creșterea) și este deschis când nivelurile apei sunt la + 50 cm (considerând descreșterea). Descărcarea din acumularea Surduc va fi oprită, dacă este planificată pentru această perioadă.

Debitele uzinate prin micro-hidrocentrala la Topolovăț reintră în Bega fără însă a influența debitul.

O importantă modificare ce a dus la desemnarea tronsonului aval de Timișoara ca și corp de apă artificial este reprezentată de canalul navigabil al râului Bega împreună cu stăvilărele și ecluzele cu care acesta este echipat.

Alte modificări sunt reprezentate de exploatările de sedimente din albia minoră și din albia majoră. Datorită acestor lucrări, albia râului și nivelul apei au coborât, rezultând astfel o întârziere a intrării în funcțiune a polderului Hitiaș în timpul apelor mari.

Pentru apărarea împotriva inundațiilor au fost realizate și planificate îndiguirii și consolidări de maluri aval de canalul de alimentare Timiș-Bega.

Calitatea apei în zona luată în studiu este afectată de descărcările de ape uzate ale orașului Lugoj pe Timiș, amonte de canalul de descărcare a apelor mari. Tot pe Timiș, în perioadele secetoase, în timpul apelor mici, acesta poate seca din cauza devierii unei mari părți a debitului către Bega.

Bârzava

Îndiguirile de pe Bârzava au fost selectate ca a doua zonă pilot din Câmpia Banatului. Această secțiune a Bârzavei este localizată în continuarea Câmpiei Panonice pe teritoriul României, la vest de Reșița și extinzându-se până la granița cu Serbia. Zona modificată se întinde de la Berzovia aval, până la granița cu Serbia.

În zona de studiu, au fost implementate numeroase măsuri preventive pentru reducerea riscului la inundații. Astfel au fost realizate o serie de îndiguirii care variază în mărime de la 3 metri înălțime în apropiere de Gătaia la 6-7 metri în apropiere de granița cu Serbia. Primele îndiguirii au fost construite în zona graniței aval de Deta până la localitatea de graniță Partoș, de la sfârșitul secolului al XVIII-lea până la mijlocul secolului al XIX-lea (terminate în 1854), cu intenția de apărare împotriva inundațiilor în combinație cu promovarea navigației. Îndiguirii mai mici – aproximativ de la Gătaia la Deta – au fost realizate la mijlocul anilor '80 (terminate în 1985). În ciuda îndiguirilor, totuși, s-au înregistrat câteva inundații grave în zona Gătaia. De exemplu, în primăvara anului 2005 apele revărsate au distrus cca. 80 de case, iar în aprilie 2006 inundații mai puțin severe au afectat cam aceeași zonă, însă cu o agresivitate a viiturii mai redusă.

La Gătaia, un canal artificial duce mare parte din apa Bârzavei către Deta, de unde curge înapoi în Bârzava. Canalul, lung de aproape 7 km, a fost construit la mijlocul anilor '80 pentru a dilua descărcările din orașul Deta care intrau în râul Birdanca. Totuși, din cauza defectelor de proiectare, apa din canal nu intră în Birdanca și din acest motiv nu are loc o diluare efectivă a debitului. Canalul are însă rol în apărarea împotriva inundațiilor, pentru că scade nivelul apei și drenează bazinul Bârzavei. În perioada apelor mici și medii, cea mai mare parte a debitului, estimat ca aproximativ 90% (valorile actuale nu sunt cunoscute deoarece nu sunt măsurate), curge prin intermediul canalului artificial și nu prin valea râului original. S-a sugerat că râul este monitorizat în scopul evaluării impactului asupra reducerii scurgerii râului cu 90%.

Doar un mic procentaj (10%) din Bârzava mai curge prin canalul natural prin intermediul a două conducte mari, până la punctul unde intră în acțiune canalul artificial de la Gătaia.

Digurile de-a lungul Bârzavei sunt așezate destul de aproape unul de altul, iar între diguri râul este mărginit la o suprafață de doar 50-80 metri lățime. Așa-zisa albie majoră este foarte îngustă raportată la volumele tranzitate, acesta putând fi cauza apariției dese a inundațiilor în zonă.

Zona de studiu pe Bârzava consistă în următoarele corpuri de apă (fig. 5.6.):

- Bârzava, din Berzovia până la granița cu Serbia (V-2-111), corp de apă puternic modificat;

- un corp de apă artificial, însă nefuncțional, ce consistă în canalul propus pentru diluția apelor uzate de la Deta. Canalul este folosit pentru drenarea bazinului de recepție și pentru apărare împotriva inundațiilor (V-2-122);
- un corp de apă candidat la puternic modificat (V-2-129), motivul fixat pentru starea de „candidat” este acela că impactul apei uzate la Deta nu este cunoscut în mod exact. Totuși acesta nu este un motiv solid pentru a declara un corp de apă ca puternic modificat. Doar impactul hidromorfologic poate fi utilizat în desemnarea corpurilor de apă puternic modificate, celelalte presiuni (chimice) pot reprezenta un motiv pentru stabilirea unui obiectiv cu nivel ecologic mai scăzut sau amânarea termenului limită pentru atingerea stării bune în 6 sau 12 ani.

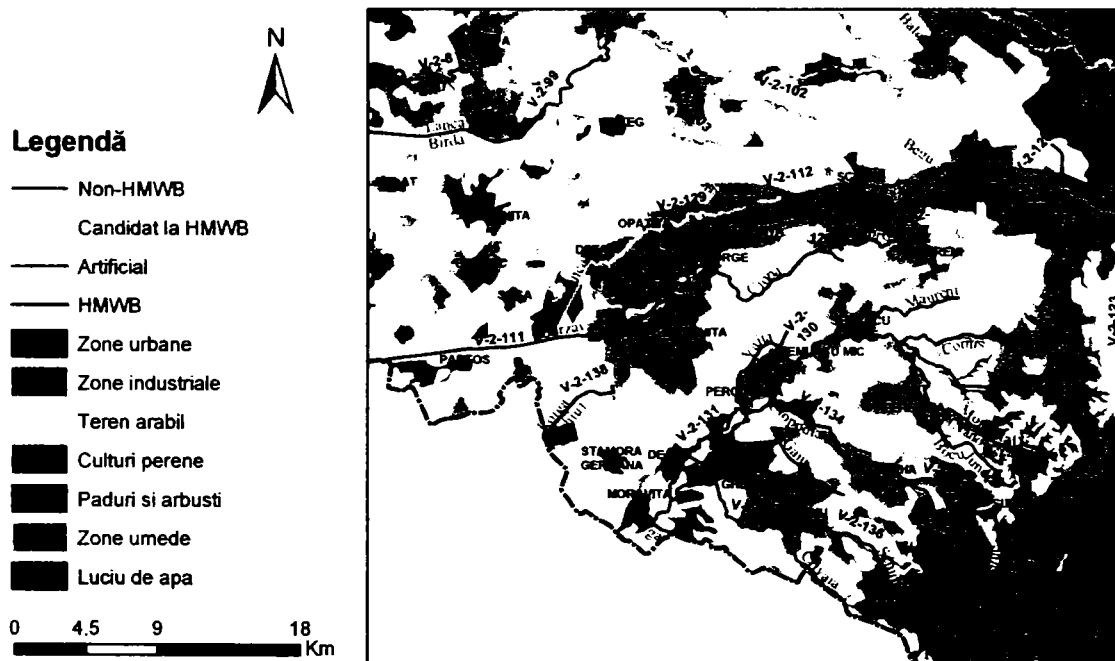


Figura 5.6. Localizarea corpurilor de apă din zona pilot a Bârzavei

Regimul hidrologic a fost semnificativ schimbat odată cu construcția canalului artificial, se poate estima că 90% din debitul râului curge prin canalul artificial în perioada nivelurilor de ape mici și medii, și doar 10% curge prin albia originală. Debitul este foarte variabil, de la 70 m³/s primăvara (corelat cu topirea zăpezilor) până la 2 m³/s în august.

Pe lângă presiunile hidromorfologice datorate îndiguirilor ce însoțesc râul până în frontieră în mărimi variabile (3 m înălțime în apropiere de Gătaia, 6-7 m în apropiere de granița cu Serbia) și canalului artificial ce are o funcție importantă în reducerea inundațiilor prin tranzitarea debitelor în perioada debitelor mari, pe râul Bârzava se manifestă și alte genuri de presiuni. Cantități importante de apă din Bârzava sunt utilizate pentru irigarea a 600 ha de câmpuri de orez (proprietate austriacă) în aria dintre Gătaia și graniță, și pentru alimentarea cu apă a 130 ha de iazuri de pește, în principal crap/ciprinide (proprietate germană).

Calitatea apei este deteriorată datorită poluării difuză provocată de apa uzată descărcată în râu în dreptul localității Gătaia, dar posibil și din alte sate, iar diluarea debitului propusă pentru a rezolva deversările din Deta nu a funcționat din cauza unei greșeli de proiectare a deversorului.

Între Gătaia și granița cu Serbia se poate observa și o poluare difuză provenită din agricultură, dar și o poluare istorică datorată existenței în zonă a câtorva ferme mari de creștere a porcilor ce au reprezentat o sursă de poluare punctiformă, dar care nu au mai poluat după 1990, când au fost închise.

În zona amonte de zona pilot se află municipiul Reșița care contribuie la deteriorarea calității apelor prin mai multe surse de poluare punctiformă. Stația de epurare a apelor uzate municipale din Reșița este un alt potențial poluator. La această stație de epurare doar tratarea mecanică pare să funcționeze relativ bine. Din cauza lipsei de fonduri nu se realizează tratarea chimică a apelor, iar treapta de tratare biologică funcționează doar parțial, deoarece nu a fost terminată. Reșița contribuie la poluarea chimică a apelor din tronsonul aval și prin descărcările de ape uzate de la mari consumatori industriali precum Uzina Constructoare de Mașini Reșița și Combinatul Siderurgic Reșița.

Sistemul hidroenergetic Sebeș

Amonte de orașul Caransebeș a fost construită o hidrocentrală care a produs râului Sebeș și afluenților lui modificări semnificative. Apa pentru hidrocentrala subterană este derivată din acumularea Poiana Mărului din bazinul Bistra Mărului și este suplimentată cu debite de la numeroși afluenți ai Sebeșului. Această centrală este folosită pentru uzinarea vârfurilor hidrologice, ceea ce provoacă o operare neregulată a debitelor. Pentru a reduce acest efect într-o oarecare măsură, a fost realizată o acumulare tampon. Acumularea tampon de la Zervești a fost construită cu pereți înclinați de beton pentru a stoca și a regla debitele descărcate de la hidrocentrala Ruieni. Datorită faptului că această apă este bună din punct de vedere al calității chimice, acumularea de la Zervești găzduiește și priza de apă pentru alimentarea cu apă potabilă a municipiului Caransebeș. Restul de debit este dirijat către o microhidrocentrală, iar apoi se vărsă în Sebeș.

În ciuda efectului de tampon al acumulării, scurgerea pe Sebeșul inferior fluctuează semnificativ. Sebeșul se întinde paralel cu acumularea și a fost transformat într-un canal de beton, pentru a face față regimurilor pulsatorii datorate descărcărilor hidrocentralei, înainte ca acumularea tampon de la Zervești să fie folosită. Secțiunea Sebeșului amonte de canal este mai degrabă naturală, dar este poluată cu deșeuri solide și lichide din satele de amonte și din activitățile turistice din zonă. Cursul aval al râului Sebeș, până la confluența cu Timișul, a fost prevăzut cu ziduri de beton împotriva eroziunii și pentru controlul inundațiilor după 2000, când au apărut inundații locale.

Zona pilot hidrocentrala de pe Sebeș este alcătuită din următoarele corpuri de apă (fig. 5.7.):

- canal de derivare interbazinală din Bistra (nu este desemnat ca și corp de apă);
- afluenții Sebeșului (V-2-31, V-2-33, V-2-34) cu captări secundare pentru hidrocentrală – corpuri de apă „candidate” la puternic modificate;
- amonte de Hidrocentrală Sebeș (amonte Zervești) (V-2-28) – corp de apă natural;
- canalul de descărcare de la hidrocentrală (nu este identificat ca și corp de apă);

- acumularea tampon de la Zervești inclusiv micro-hidrocentrala și captarea pentru apă potabilă (nu este corp de apă);
- avai de Hidrocentrala Sebeș (până la confluența cu Timișul) (V-2-29) – corp de apă puternic modificat.

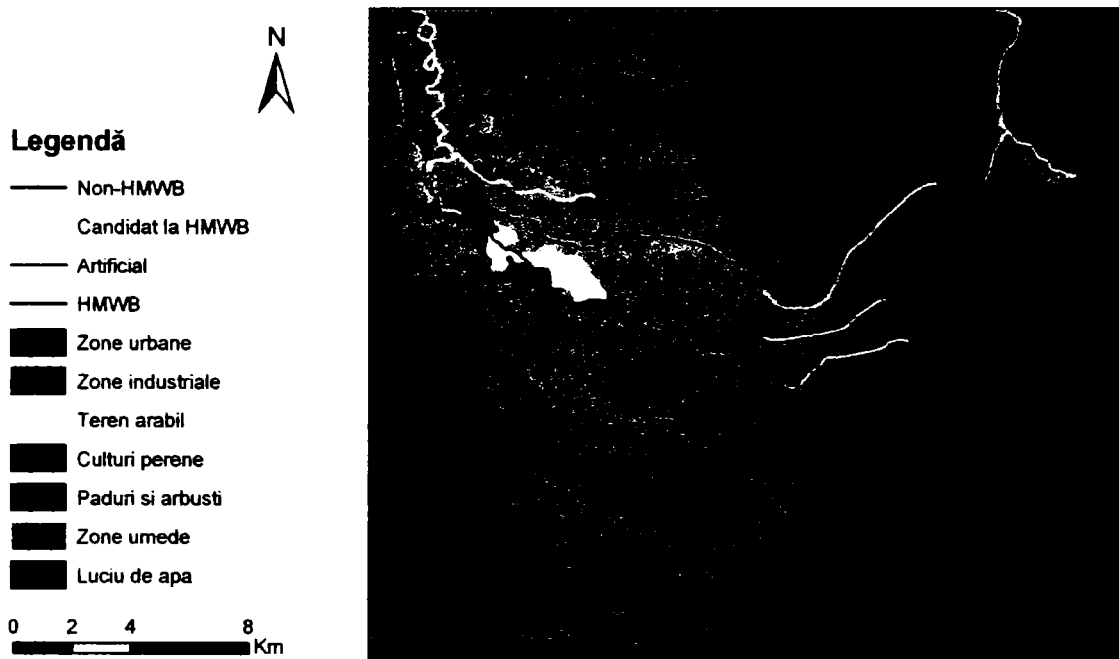


Figura 5.7. Localizarea corpurilor de apă din zona sistemului hidroenergetic Sebeș

Regimul hidrologic al zonei studiate este puternic modificat. Mai mult de 80% din debitul râului Bistra Mărului este direcționat către hidrocentrală. Totodată mai mult de 95% din debitul afluenților din amonte ai Sebeșului este captat și derivat către hidrocentrală. Din cauza acestor derivații interbazinale de ape întregul regim hidrologic a fost schimbat semnificativ. Amonte de acumularea tampon debitul descrește în medie cu 1 m³/s, iar aval Zervești acesta crește, fapt ce a motivat lucrări suplimentare de consolidare a malurilor pentru apărarea împotriva inundațiilor a orașului Caransebeș, debitele tranzitate pe Sebeș la ape mari fiind de 300-400 m³/s, inclusiv debitele deviate de la Poiana Mărului.

Valea Minișului

Minișul este localizat în Munții Banatului și a fost desemnat corp de apă „candidat” la puternic modificat. Râul Miniș este un afluent al râului Nera, râu care se varsă în Dunăre formând în sud-vestul Spațiului Hidrografic Banat granița cu Serbia pe o distanță de 15 km. Minișul și afluenții lui izvorăsc și/sau traversează cele mai mari depozite de calcar din România, situate în sinclinalul Reșița-Moldova Nouă. Pe acest râu au fost construite barajul și acumularea Gura Golumbului pentru alimentarea cu apă a termocentralei pe bază de șisturi bituminoase din Anina. Totuși, acumularea nu a fost folosită niciodată în acest scop, deoarece termocentrala nu a funcționat niciodată. Acumularea este ținută plină, dar în prezent nu servește nici unui scop. Este considerată ca o posibilă locație pentru o microhidrocentrală, în special în combinație cu alimentarea cu apă de la un afluent din aval: râul Poneasca

(VI-1-14/15), deoarece acumularea beneficiază de un debit afluent mediu mic, de doar 1,55 m³/s.

Barajul este echipat cu o scară de pești, dar din cauza proiectării defectuoase a acesteia nu conține suficientă apă pentru a fi funcțională. Regimul scurgerii ar putea fi reabilitat în mare măsură prin schimbarea modului de exploatare a acumulării, de exemplu, prin drenarea acumulării și folosirea acesteia doar în scop de retenție a undelor de viitură.

Ocazional, Minișul primește scurgeri miniere de la mina de ulei din Anina, în special în timpul perioadelor cu precipitații extreme, și apă netratată prin intermediul râului Steier, afluent ce curge dinspre orașul Anina.

Aval de acumulare, pe paralela de 45 grade latitudine nordică, există mai multe praguri de fund și captări pentru o fermă de păstrăvi. Barările transversale obstruzionează migrația peștilor și diminuează utilitatea scării pentru pești de la baraj.

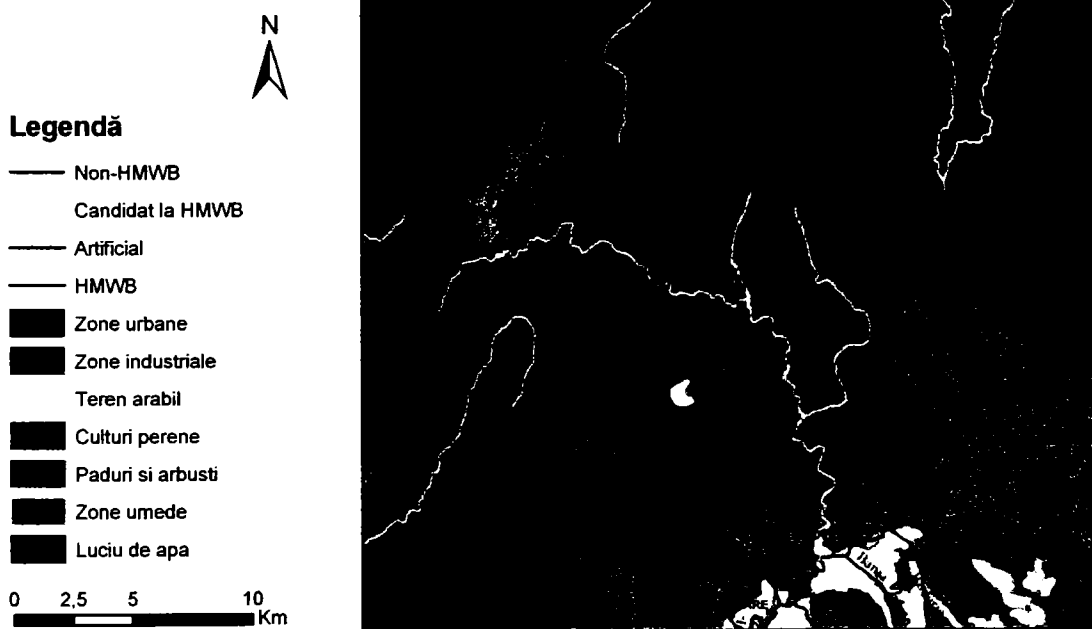


Figura 5.8. Corpurile de apă din zona Miniș

Zona pilot Miniș este alcătuită din următoarele corpuri de apă (fig. 5.8.):

- Miniș (VI-1-11), afluent al Nerei. Acest corp de apă include acumularea Gura Golumbului (care separat nu reprezintă un corp de apă);
- Steier (VI-1-2), afluent al Minișului ce drenează o parte din orașul Anina.

Starea curentă

În tabelul 5.12. și figurile 5.9. și 5.10. este prezentată o trecere în revistă a locațiilor monitorizate pentru fiecare arie pilot. La fiecare locație sunt măsurați parametrii de calitate și cei biologici ai apei. În 2005 a fost stabilit un nou sistem de monitoring, care a fost implementat în 2006. Aceasta înseamnă că starea biologică curentă a acestor arii pilot se bazează pe puține probe (în cea mai mare parte a timpului doar o probă în 2006).

Tabel 5.12. Revizuirea și monitorizarea locațiilor din fiecare arie pilot

Aria pilot	Râu	Stații de monitorizare
Interconexiunea Bega - Timiș	Râul Bega	IV-R-10*
		IV-R-11
	Râul Timiș	IV-R-33
		IV-R-34
IV-R-38		
Îndiguiri Bârzava	Râul Bârzava	IV-R-46
Valea Minișului	Râul Minis	IV-R-60*
	Râul Steier	IV-R-59
Sistemul hidroenergetic Sebeș	Râul Sebeș	IV-R-24 *

* Stații noi incluse în noua rețea de monitoring începând cu anul 2006

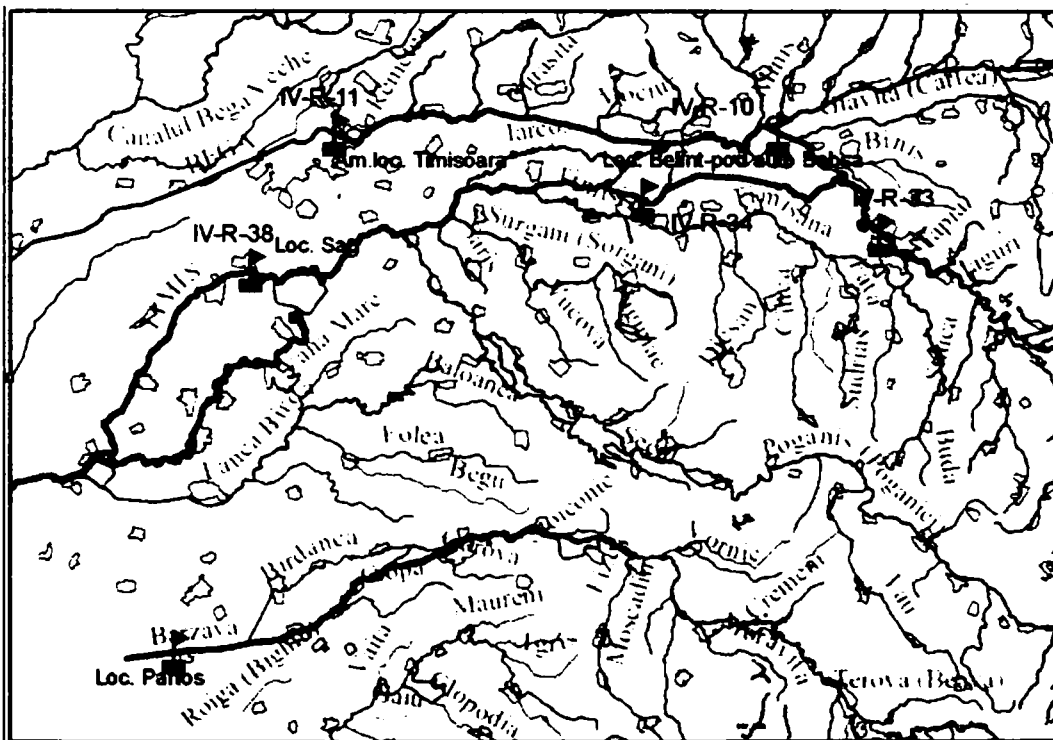


Figura 5.9. Monitorizarea locațiilor în ariile pilot din interconexiunea Timiș - Bega și Bârzava-zona aval

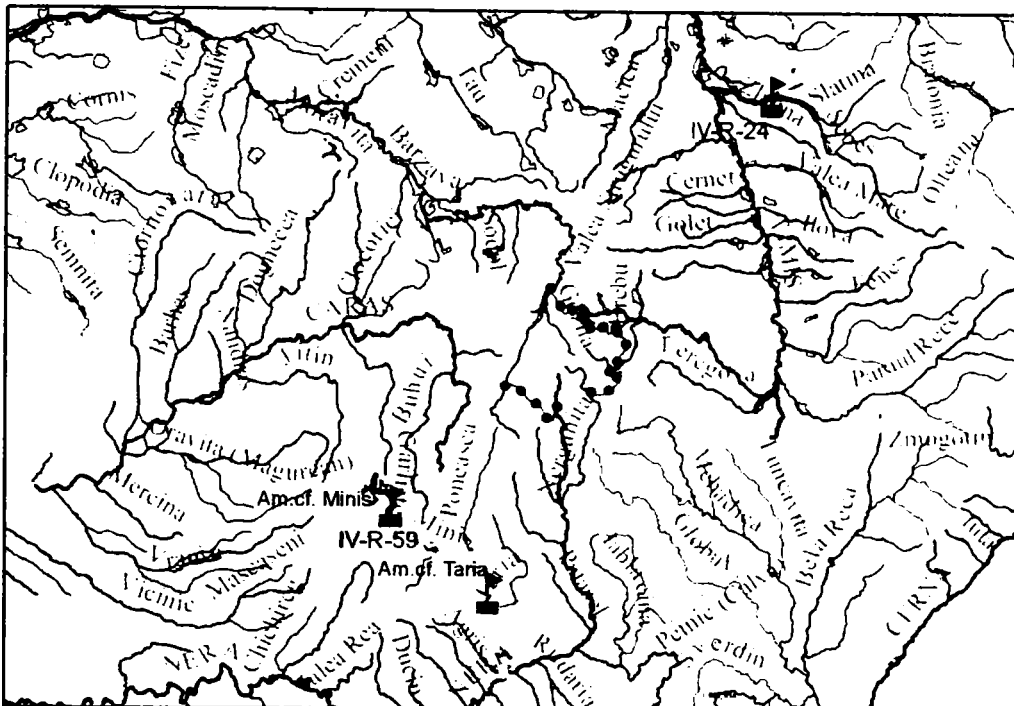


Figura 5.10. Monitorizarea locațiilor din ariile pilot din cadrul sistemului Sebeș și valea Minis

Date ecologice

Tabelul 5.13. prezintă frecvența monitoringului pentru locațiile monitorizate din ariile pilot în 2004, 2005 și 2006. În general, la cele mai multe dintre locații monitorizarea elementelor de calitate biologică (ECB) este îndeplinită cu următoarele frecvențe:

- Fitoplanton	4x/an
- Fitobentos	2x/an
- Nevertebrate bentice	2x/an
- Macrofite	1x/an
- Pești	1x/3an

Disponibilitatea datelor ecologice este principala problemă în special referitor la datele istorice (statistice) despre pești și macrofite. Probe de macrofite au fost luate pentru prima dată în 2006, în timp ce probe de pești au fost luate pentru prima dată în 2005, apoi din nou în 2006.

România nu deține încă un set complet de sisteme de evaluare pentru toate elementele biologice de calitate, iar sistemele de evaluare pentru pești și macrofite lipsesc. Sistemul de evaluare pentru fitobentosul din apele curgătoare este Indexul IPS. Pentru macro - nevertebrate au fost adoptați indexul saprob, indicii BMWP (Scorul monitoringului biologic) și ASPT (Scorul mediu pe taxon), indicele EPT (pentru efemeroptere, plecoptere și tricoptere), dar aceștia nu au fost în totalitate adaptați la situația din România. Un indice saprob există, de asemenea, și pentru fitoplantonul din apele curgătoare. Țările din fostul bloc comunist au o îndelungată experiență în utilizarea acestor parametri. Oricum, măsuri trebuie luate în această privință deoarece acest indicator nu reprezintă o cerință a Directivei Cadru, iar indicii referitori la eutrofizare nu sunt utilizați.

Tabel 5.13. Frecvența măsurătorilor pentru determinarea stării curente (până în septembrie 2006)

Interconexiunea Timiș-Bega	IV - R - 11	amonte Timișoara	2004	4	1	2	0	0
			2005	4	2	2	1	1
			2006	2	2	2	0	0
Interconexiunea Timiș-Bega	IV-R-33	Lugoj	2004	4	1	2	0	0
			2005	4	2	2	0	1
			2006	3	2	2	1	0
Interconexiunea Timiș-Bega	IV-R-38	Șag	2004	4	1	2	0	0
			2005	4	2	2	0	0
			2006	3	2	2	1	1
Interconexiunea Timiș-Bega	IV-R-34	amonte cf. Timișana pod Hitiaș	2005	4	2	2	0	0
			2006	3	2	2	1	1
Steier	IV-R-59	amonte cf. Miniș	2005	4	2	2	0	0
			2006	4	3	3	1	0
Îndiguirile de pe Bârzava	IV-R-46	loc. Partoș	2004	4	1	2	0	0
			2005	4	2	2	0	1
			2006	3	2	2	1	0
Sistemul hidroenergetic Sebeș	IV-R-24	Loc. Zervești	2006	2	2	2	1	0
Valea Minișului	IV-R-60	Amonte cf. Tăria	2006	4	3	3	1	1

Începând cu tabelul 5.14. și până la tabelul 5.17. sunt prezentate în sinteză indicatori ai monitoringului biologic: valorile indicelui saprob pentru macro - nevertebrate, fitoplacnton și fitobentos pentru ultimii 3 ani (tabelul 5.14.), valorile medii anuale a indicilor BMWP, ASPT, Saprob și EPT tot pentru ultimii 3 ani (tabelul 5.15.), datele de monitoring a ihtiofaunei, în măsura existență (tabelul 5.16.), și de monitoring a macrofitelor din singurul an disponibil până în prezent, anul 2006 (tabelul 5.17.).

Tabelul 5.14 Valori medii anuale ale Indicelui Saprob în ariile pilot

IV- R-11 (RO13a)	amonte Timișoara	2004	2,03 ¹	1,83	1,78
		2005	2,09	2,10	2,19

Codul Locației	Locația	Anul	Fitoplanton (media indicelui saprob)	Fitobentos (indice saprob)	Nevertebrate bentice (indice saprob)
		2006	2,14	2,20	2,15
IV-R-33 (RO12a)	loc. Lugoj	2004	2,01	2,15	1,84
		2005	1,99	2,21	2,22
		2006	2,22	2,24	2,20
IV- R-34 (RO12a)	amonte cf. Timișana	2005	2,33	2,25	2,24
		2006	2,40	2,33	2,35
IV-R-38 (RO13a)	loc. Șag	2004	2,06	2	1,83
		2005	2,32	2,4	2,32
		2006	2,36	2,34	2,34
IV-R-24 (RO01a)	loc. Zervești	2006	2,08	1,87	2,15
IV-R-46 (RO13a)	loc. Partoș	2004	2,1	2	2,04
		2005	2,34	2,26	2,47
		2006	2,31	2,35	2,29
IV-R-59 (RO02c)	amonte cf. Miniș	2005	1,99	2,02	1,74
		2006	1,99	1,97	2,11
IV-R-60 (RO02b)	amonte cf. Tăria	2006	2,05	2,16	2,04

Tabelul 5.15. Media anuală a indicilor BMWP, ASPT, Saprob și EPT în ariile pilot

Codul Locației	Numele stației	Anul	Nevertebrate bentice			
			BMWP	ASPT	Indicele Saprob	Indicele EPT
IV- R-11 (RO13a)	Amonte Timișoara	2004	12,5	3,5	1,78	1,5
		2005	15,5	2,56	2,19	0
		2006	19	2,24	2,15	0
IV-R-33 (RO12a)	loc. Lugoj	2004	10,5	3	1,84	2
		2005	9	2	2,22	0
		2006	64	5,82	2,20	5
IV- R-34 (RO12a)	Amonte cf. Timișana	2005	11	2,45	2,24	0
		2006	27,5	3,41	2,35	2
IV-R-38 (RO13a)	loc. Șag	2004	14	3,5	1,83	1
		2005	15	3,75	2,32	0
		2006	54	5,15	2,34	3

Codul Locației	Numele stației	Anul	Nevertebrate benthice			
			BMWP	ASPT	Indicele Saprob	Indicele EPT
IV-R-24 (RO01a)	loc. Zervești	2006	44	4,17	2,15	6
IV-R-46 (RO13a)	loc. Partoș	2004	8,5	2,5	2,04	1
		2005	12,5	2,27	2,47	0
		2006	40	4	2,29	2
IV-R-59 (RO02c)	Amonte cf. Miniș	2005	20	3,67	1,74	2,5
		2006	37	3,84	2,11	6,33
IV-R-60 (RO02b)	Amonte cf. Tăria	2006	49,67	4,97	2,04	6,67

Tabelul 5.16. Datele de monitoring al peștilor pentru ariile pilot

Codul locației	Locația	Anul	Compoziția taxonomică	Abundența (expl/m ³)
IV-R-11 (RO13a)	Înainte de Timișoara	Sept 05	<i>Abramis brama</i>	11
			<i>Carassius carassius</i>	
			<i>Esox lucius</i>	
			<i>Rutilus rutilus</i>	
IV-R-33 (RO12a)	Lugoj	Sept 05	<i>Barbus barbus</i>	10
			<i>Leuciscus cephalus</i>	
			<i>Perca fluviatilis</i>	
			<i>Rutilus rutilus</i>	
IV-R-46 (RO13a)	Partoș	Sept 05	<i>Abramis brama</i>	6
			<i>Gobio gobio</i>	
			<i>Leuciscus cephalus</i>	
			<i>Rutilus rutilus</i>	
IV-R-34 (RO12a)	amonte cf. Timișana-pod Hitiaș	2006	<i>Alburnus alburnus</i>	38
			<i>Carassius carassius</i>	
			<i>Chalcalburnus chalcoides</i>	
			<i>Cobitis taenia</i>	
			<i>Gobio albipinnatus</i>	

Codul locației	Locația	Anul	Compoziția taxonomică	Abundența (expl/m ²)
			<i>Gobio gobio</i>	
			<i>Lepomis gibbosus</i>	
			<i>Leuciscus cephalus</i>	
			<i>Perca fluviatilis</i>	
			<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	
IV-R-60 (RO02b)	Înainte de Tăria	Aug 06	<i>Alburnus alburnus</i>	15
			<i>Barbus meridionalis</i>	
			<i>Cottus gobio</i>	
			<i>Leuciscus cephalus</i>	
			<i>Salmo trutta fario</i>	

Subliniat : taxon sensibil

Îngroșat: taxon indicator pentru WFD-Explorer

Îngroșat și subliniat: taxon sensibil și indicator pentru WFD-Explorer

Tabel 5.17. Date de monitoring a macrofitelor din arile pilot

Codul Locației	Locația	Anul	Compoziția taxonomică
IV-R-11 (RO13a)	Înainte de Timișoara	18-Aug-06	<i>Alisma plantago-aquatica</i>
			<i>Butomus umbellatus</i>
			<i>Ceratophyllum demersum</i>
			<i>Epilobium hirsutum</i>
			<i>Glyceria aquatica</i>
			<i>Lemna minor</i>
			<i>Lemna trisulca</i>
			<i>Lythrum salicaria</i>
			<i>Myriophyllum spicatum</i>
			<i>Nymphoides peltata</i>
			<i>Phragmites australis</i>
			<i>Potamogeton crispus</i>
<i>Potamogeton nodosus</i>			
<i>Sparganium erectum</i>			

Codul Locației	Locația	Anul	Compoziția taxonomică
			<i>Spirodela polyrrhiza</i>
			<i>Typha latifolia</i>
IV-R-33 (RO12a)	loc. Lugoș-pod CFR	2006	<i>Lythrum virgatum</i>
			<i>Phragmites australis</i>
			<i>Polygonum lapathifolium</i>
			<i>Saponaria officinalis</i>
IV-R-34 (RO12a)	am.cf. Timișana-pod Hitiaș	2006	<i>Bidens frondosa</i>
			<i>Lythrum virgatum</i>
			<i>Mentha aquatica</i>
			<i>Polygonum lapathifolium</i>
			<i>Polygonum persicaria</i>
IV-R-38 (RO13a)	Șag	2006	<i>Alisma gramineum</i>
			<i>Bidens tripartita</i>
			<i>Cyperus glomeratus</i>
			<i>Lythrum virgatum</i>
			<i>Mentha aquatica</i>
			<i>Myriophyllum spicatum</i>
			<i>Polygonum lapathifolium</i>
			<i>Potamogeton natans</i>
			<i>Sagittaria sagittifolia</i>
	loc. Zervești	2006	<i>Bidens tripartita</i>
			<i>Catabrosa aquatica</i>
			<i>Lycopus europaeus</i>
			<i>Polygonum lapathifolium</i>
IV-R-46	loc. Partoș	2006	<i>Catabrosa aquatica</i>
			<i>Lythrum salicaria</i>
			<i>Polygonum lapathifolium</i>
IV-R-60	am. cf. Tăria	2006	<i>Bidens tripartita</i>
			<i>Polygonum lapathifolium</i>
IV-R-59 (RO02c)	Râul Steier	2006	<i>Mentha aquatica</i>
			<i>Polygonum lapathifolium</i>

Bazându-se pe sistemul de evaluare existent (condițiile de referință pentru nevertebratele bentice este pentru RO12a-2,05 și pentru RO13a-2,00) s-ar putea concluziona că starea ecologică a corpurilor de apă nu este îngrijorătoare. În orice caz, este important a se înțelege că indicele saprobic reflectă în primul rând impactul presiunilor poluării organice. Chiar mai mult, sistemul de evaluare nu a dezvoltat tipuri specifice pentru toate elementele biologice de calitate. Dacă indicii au fost calculați astfel încât să reflecte modificările hidromorfologice, rezultatele așteptate pot fi diferite. În momentul de față, impactul acestor modificări poate fi estimat pe baza unei expertize. O primă concluzie după analiza listei speciilor de macrofite este aceea că biodiversitatea este redusă, datorită impactului hidrologic. De asemenea și în ceea ce privește ihtiofauna, varietatea speciilor și numărul de pești sunt scăzute.

Date chimice

În tabelul 5.18. sunt prezentate valorile medii ale datelor fizico - chimice.

Tabelul 5.18. Rezultate fizico - chimice de monitoring în ariile pilot

Codul Locației	Anul	Oxigenul dizolvat (mg/l O ₂)	CBO ₅ (mg/l O ₂)	Ammoniu N-NH ₄ (mgN/l)	Nitriți N-NO ₂ (mgN/l)	Nitrat N-NO ₃ (mgN/l)	Azot total (mgN/l)	Fosfor din ortofosfor (mgP/l)	Total fosfor (mgP/l)	Suspensiile solide (mg/l)
IV- R-11 (RO13a)	2004	9,58 (8,26)	1,56 (1,18)	0,333 (0,343)	0,015 (0,015)	0,710 (0,568)	-	0,031 (0,017)	-	17,75 (12,00)
	2005	9,47 (8,31)	1,89 (1,47)	0,274 (0,329)	0,016 (0,013)	0,647 (0,567)	1,692 (2,153)	0,035 (0,032)	0,233 (0,126)	32,42 (20,17)
	2006	9,77 (8,53)	1,85 (1,56)	0,115 (0,133)	0,012 (0,011)	0,567 (0,607)	1,232 (1,960)	0,025 (0,017)	0,302 (0,091)	21,3 (26,33)
IV-R-33 (RO12a)	2004	10,52 (9,11)	3,33 (2,98)	0,298 (0,310)	0,017 (0,019)	0,649 (0,546)	-	0,049 (0,013)	-	39,00 (19,50)
	2005	10,67 (9,54)	3,01 (3,13)	0,308 (0,296)	0,019 (0,024)	0,638 (0,622)	1,531 (1,328)	0,028 (0,043)	0,119 (0,197)	31,42 (35,83)
	2006	10,72 (9,72)	3,04 (3,27)	0,107 (0,089)	0,012 (0,014)	0,578 (0,630)	1,266 (2,240)	0,016 (0,018)	0,070 (0,047)	27,9 (44,67)
IV- R-34 (RO12a)	2005	8,68 (8,02)	5,30 (5,74)	0,420 (0,433)	0,036 (0,045)	0,832 (0,674)	2,605 (2,848)	0,034 (0,037)	0,137 (0,162)	128,30 (183,67)
	2006	9,24 (8,69)	5,10 (3,18)	0,291 (0,130)	0,024 (0,019)	0,647 (0,502)	1,360 (1,400)	0,052 (0,027)	0,147 (0,084)	38,20 (30,33)
IV-R-38 (RO13a)	2004	9,97 (8,46)	4,66 (4,37)	0,436 (0,443)	0,016 (0,018)	0,724 (0,627)	-	0,100 (0,040)	-	48,75 (19,33)
	2005	10,09 (8,89)	2,63 (3,33)	0,335 (0,446)	0,019 (0,019)	0,642 (0,565)	1,728 (1,798)	0,043 (0,041)	0,154 (0,202)	38,33 (39,17)
	2006	9,88 (9,08)	4,02 (3,79)	0,181 (0,103)	0,017 (0,010)	0,752 (0,770)	1,599 (2,240)	0,065 (0,074)	0,136 (0,072)	21,10 (28,83)
IV-R-24 (RO01a)	2006	10.40	2.50	0.008	0.009	0.520	0.537	0.060	0.090	34.00

Codul Locației	Anul	Oxigenul dizolvat (mg/l O ₂)	CO ₅ (mg/l O ₂)	Ammoniu N-NH ₄ (mgN/l)	Nitriți N-NO ₂ (mgN/l)	Nitrat N-NO ₃ (mgN/l)	Azot total (mgN/l)	Fosfor din ortofosfor (mgP/l)	Total fosfor (mgP/l)	Suspensii solide (mg/l)
IV-R-46 (RO13a)	2004	9,30 (8,16)	5,90 (6,10)	0,854 (0,561)	0,208 (0,365)	2,310 (2,156)	-	0,119 (0,049)	-	63,25 (61,33)
	2005	9,20 (7,22)	6,20 (6,20)	0,592 (0,543)	0,048 (0,035)	1,744 (1,509)	3,088 (3,338)	0,046 (0,032)	0,203 (0,212)	9,79 (7,22)
	2006	8,67 (6,73)	6,43 (5,44)	0,344 (0,200)	0,087 (0,102)	1,829 (1,595)	2,710 (4,200)	0,052 (0,038)	0,239 (0,212)	77,90 (137,83)
IV-R-59 (RO02c)	2005	8,23 (7,80)	1,81 (1,34)	0,144 (0,156)	0,018 (0,021)	1,073 (1,103)	1,248 (1,298)	0,023 (0,024)	0,141 (0,202)	68,40 (93,67)
	2006	9,27 (9,01)	1,77 (1,66)	0,199 (0,142)	0,037 (0,048)	1,836 (1,891)	2,077 (2,249)	0,087 (0,076)	0,144 (0,169)	27,2 (23,71)
IV-R-60 (RO02b)	2006	9,58 (9,03)	1,62 (1,37)	0,022 (0,015)	0,033 (0,008)	0,736 (0,694)	0,857 (0,755)	0,016 (0,010)	0,044 (0,049)	27,30 (27,57)

Câteva substanțe prioritare/periculoase (metale grele) au fost măsurate în ariile pilot din 2004. Rezultatele sunt date în tabelul 5.19.

Tabelul 5.19. Media anuală a metalelor grele în ariile pilot

Codul locației	Anul	Cupru (μg/l)	Zinc (μg/l)	CadmIU (μg/l)	Nichel (μg/l)	Plumb (μg/l)
IV- R-11 (RO13a)	2004	1,94 (2,22)	20,36 (18,10)	1,50 (2,32)	1,81 (2,17)	6,44 (7,87)
	2005	5,16 (4,71)	38,71 (25,55)	0,27 (0,27)	1,32 (2,03)	6,42 (8,25)
	2006	4,29 (3,71)	24,31 (20,89)	0,30 (0,40)	4,30 (6,51)	3,00 (3,63)
IV-R-33 (RO12a)	2004	2,76 (2,73)	19,53 (21,20)	0,48 (0,60)	2,05 (2,47)	4,83 (6,67)
	2005	5,33 (6,06)	33,35 (20,76)	0,13 (0,13)	2,21 (3,38)	8,54 (9,52)
	2006	5,59 (4,22)	23,85 (26,01)	0,40 (0,47)	1,90 (2,36)	2,90 (1,29)
IV- R-34 (RO12a)	2005	4,34 (4,12)	36,85 (43,29)	0,32 (0,40)	6,93 (8,95)	6,74 (7,87)
	2006	4,81 (4,89)	19,47 (22,12)	0,40 (0,35)	4,10 (1,77)	2,90 (3,63)
IV-R-38 (RO13a)	2004	3,49 (4,62)	15,53 (11,82)	0,81 (0,87)	1,43 (1,62)	5,73 (7,13)

Codul locației	Anul	Cupru ($\mu\text{g/l}$)	Zinc ($\mu\text{g/l}$)	Cadmium ($\mu\text{g/l}$)	Nichel ($\mu\text{g/l}$)	Plumb ($\mu\text{g/l}$)
	2005	4,55 (4,47)	35,75 (30,76)	0,42 (0,48)	5,38 (8,23)	7,70 (9,53)
	2006	5,06 (4,30)	27,34 (24,84)	0,40 (0,50)	2,00 (1,88)	3,60 (4,15)
IV-R-24 (RO01a)	2006	-	-	-	-	-
IV-R-46 (RO13a)	2004	6,48 (8,92)	23,03 (19,77)	0,30 (0,52)	2,77 (3,63)	7,08 (7,48)
	2005	8,13 (5,11)	44,10 (51,68)	0,48 (0,22)	6,39 (8,70)	11,22 (13,18)
	2006	8,88 (7,71)	31,09 (31,48)	0,50 (0,35)	3,70 (4,21)	4,10 (3,38)
IV-R-59 (RO02c)	2005	12,80 (14,50)	8,27 (8,28)	0,16 (0,12)	1,33 (1,00)	2,88 (4,45)
	2006	11,17 (11,52)	21,83 (22,37)	0,50 (3,18)	1,50 (2,50)	3,30 (2,16)
IV-R-60 (RO02b)	2006	12,17 (10,03)	16,42 (12,96)	0,50 (0,69)	1,40 (1,27)	2,50 (2,74)

Evaluările primului program de monitoring arată că diagramele nu au depășit standardele românești.

Standardele Directivei Cadru referitor la metale grele (ca parte a substanțelor prioritare) sunt exprimate ca și concentrație dizolvată de metale grele. În timpul primului program de monitoring, concentrația totală a acestor substanțe a fost măsurată, așadar strict vorbind nu este posibil să se compare rezultatele acestui program de monitoring cu standardele Directivei. Oricum, concentrația totală măsurată a substanțelor prioritare nu depășește standardele date de Directiva Cadru. Pe viitor este recomandat să se măsoare concentrația metalelor dizolvate în loc de concentrația totală de metale grele, pentru ca rezultatele analizelor să se raporteze cerințelor Directivei.

În concluzie, pe baza cunoașterii acestor informații poate fi realizată următoarea evaluare:

- interconexiunea Bega - Timiș este clar și semnificativ afectată de-a lungul câtorva tronsoane. Cele mai multe și evidente impacte sunt cauzate de structurile interconexiunii. Mai mult chiar, absența sau îngustările albiei majore sunt așteptate să determine un impact semnificativ asupra macrofitelor, a peștilor și a macro-nevertebratelor. Biodiversitatea fitoplanctonului și a fitobentosului este afectată de regimul alterat al scurgerii.
- lipsa albiei majore pe râul Bârzava datorată indiguirilor provoacă reducerea biodiversității. Același impact este evident și pentru râurile Timiș și Bega într-o măsură mai puternică.
- râul Sebeș este în mod curent afectat de regimul pulsatoriu. Acest fapt are un impact asupra tuturor elementelor biologice de calitate. Mai mult chiar, tencuiala de beton a cursului adiacent rezervorului tampon de la

Zervești reprezintă un impediment în sustenabilitatea ecologică. Pragurile din râu dăunează migrației peștilor într-o arie care este o zonă specifică lipanului. Sursele afluenților sunt în mod obișnuit aproape în totalitate folosite pentru captări de apă. Scurgerea ecologică reziduală nu este impusă.

- în prezent, râul Miniș este afectat de diguri și acumulări, deși magnitudinea impactului este greu de evaluat. Împreună cu pragurile și remul din aval, captările pentru prelevare a apei pentru fermele de păstrăvi împiedică sever migrația peștilor iar populația piscicolă este divizată. Prelevările directe din sursa unui râu reprezintă un impact serios și totodată afectează o rezervă Natura 2000.

Modificări hidromorfologice

Înainte de a vorbi despre desemnarea corpurilor de apă puternic modificate, este realizată o listare și o analiză a modificărilor hidromorfologice. În tabelul 5.20. este prezentată o trecere în revistă a alterărilor fizice și a presiunilor poluante în cele patru arii pilot. Tabelul 5.21. prezintă o sinteză a modificărilor hidromorfologice rezultate ca urmare a unor acțiuni antropice. Toate ariile pilot trebuie tratate prin prisma procesului de desemnare a corpurilor de apă puternic modificate.

Tabelul 5.20. Modificările fizice și presiunile din cadrul ariilor pilot

Modificări fizice și presiuni poluante	Interconexiunea Timiș-Bega	Îndiguirile de pe Bârzava	Sistemul hidroenergetic Sebeș	Pragurile de pe valea Minișului
Acumulări			X	X
Praguri	X		X	X
Discontinuitate în debit	X		X	X
Lucrări de protejare a malurilor	X	X	X	
Lucrări de inginerie baraje/diguri	X	X	X	X
Îndigui	X	X	X	
Captări de apă	X	X	X	X
Derivări de debite	X	X	X	X
Îndreptare/redresare		X	X	
Diguri	X	X		
Canalizări		X	X	
Tăieri de meandre și terenuri umede		X		
Fixarea malurilor	X	X	X	X
Canale artificiale	X	X	X	
PRESIUNI POLUANTE				
Ape urbane uzate – stații de epurare	X	X		X
Industrie minieră				X
Surse difuze din activități agricole		X		
Alte surse punctiforme de poluare	X	X		

Tabelul 5.21. Trecere în revistă a modificărilor hidromorfologice din ariile pilot

Modificări hidromorfologice în arile pilot	Interconexiunea Timiș-Bega	Îndiguirile de pe Bârzava	Sistemul hidroenergetic Sebeș	Barăile de pe Valea Minișului
Diversitate redusă a structurii malurilor	X	X	X	
Schimbări în adâncimea și lățimea râului		XX	X	
Reducerea dinamicii scurgerii	X	X	X	X
Înteruperi în continuitatea râului	X	X	XXX	XXX
Restricționarea arilor inondabile naturale	X	X		
Reducerea perioadelor vitale de inundare	X	XX	X	X
Reducerea lungimii originale a râului	X	X		
Debit de inundare redus	-			
Profil abrupt al malurilor		XX		
Regim artificial al scurgerii (amonte/aval)	XX	X	XX	XX
Viteză redusă a apei	X	X	XX	XX
Vârfuri de viitură reduse	X	X	XX	XX
Structuri ale malurilor modificate	X	X	X	
Conexiune cu freaticul modificată		X		
Modificarea proceselor erozionale		X	X	X
Schimbări în calitatea apelor		X		

X-alterare redusă; *XX*-alterare medie; *XXX*-alterare puternică

Pentru interconexiunea Timiș-Bega așteptările constau în neatingerea stării ecologice bune, deoarece corpurile de apă sunt substanțial modificate datorită alterărilor fizice. Utilizările impuse - alimentările cu apă și protejarea împotriva inundațiilor - vor fi semnificativ stânjenite dacă se vor lua măsuri de renaturare complete, presupunând că sistemul împletit de secole va amenința dezvoltarea așezărilor actuale, agriculturii și industriei. Trebuie menționat însă că nu există alternative rezonabile pentru a servi obiectivelor beneficiare de protecție împotriva inundațiilor și a folosințelor de apă.

În concluzie corpurile de apă din zona pilot pot fi desemnate ca puternic modificate.

Datorită prezenței barărilor longitudinale, pentru zona îndiguită a Bârzavei așteptările constau în neatingerea stării ecologice bune. Dacă se vor lua măsuri de renaturare complete - îndepărtarea tuturor digurilor, renaturarea albiilor majore originale - apărarea împotriva inundațiilor va fi serios stânjenite, case și largi areale pentru ferme vor fi amenințate. Nici în acest caz nu există alternative rezonabile pentru a asigura protecția împotriva inundațiilor.

Prin urmare corpurile de apă din zona pilot pot fi desemnate ca puternic modificate.

Ca și în situațiile prezentate mai sus, și în cazul sistemului hidroenergetic Sebeș, datorită regimului pulsatoriu, așteptările sunt neatingerea stării ecologice bune. În situația implementării de măsuri complete de renaturare, alimentările cu apă potabilă vor deveni problematice pentru mulți locuitori și capacitatea de producere a energiei electrice va fi diminuată.

Prin urmare ar putea fi propuse alternative pentru alimentarea cu energie electrică, însă trebuie ținut cont de faptul că energia hidroelectrică beneficiază de

una din tehnologiile care au cel mai redus impact negativ asupra mediului. Metodele alternative ar avea un impact mai mare.

Referitor la alimentarea cu apă potabilă, derivarea apei dintr-un bazin în altul pare a fi o măsură eficientă pentru furnizarea apei potabile în cantități suficiente pentru întreaga regiune. Metode alternative pot fi disponibile, dar în combinație cu actualul sistem hidroenergetic, alimentarea cu apă potabilă nu ar putea fi ușor asigurată respectând cerințele de protecție a mediului.

În concluzie corpurile de apă ce alcătuiesc sistemul Sebeș pot fi identificate provizoriu corpuri de apă puternic modificate.

Pentru Valea Minișului ipoteza neatingerii stării ecologice bune nu poate fi suficient suportată. Pentru a susține o decizie în acest sens vor fi necesare mai multe date biologice. Totuși, caracteristicile corpului de apă sunt modificate considerabil datorită transformărilor fizice.

Utilizările impuse pentru care a fost construită acumulara nu au fost niciodată implementate. În ceea ce privește aceste utilizări impuse, râul ar putea fi renaturat prin îndepărtarea barajului sau prin simpla deschidere a stavilelor. Ca o alternativă la modificarea barajului, scară de pești poate fi modificată astfel încât ea să funcționeze propriu-zis. Aceste măsuri pot avea un impact semnificativ, acesta trebuie analizat în conformitate cu cerințele Directivei Cadru pentru atingerea stării ecologice bune (probabil prin solicitarea de obiective mai puțin stringente). În ceea ce privește potențiala folosire pe viitor a lacului de acumulare pentru un nou sistem hidroenergetic, ar trebui realizată o evaluare a impactului de mediu în cazul în care planurile devin concrete.

Prin urmare, recomandarea pentru zona pilot a Minișului este ca ea să fie tratată ca un corp natural.

Selectarea măsurilor specifice

Măsurile individuale prezentate în acest capitol au fost selectate dintr-o listă extinsă de măsuri potențiale, listă care cuprinde măsurile identificate de Germania și Olanda. Liste specifice sunt prezentate pe fiecare arie pilot în secțiunile următoare.

Înainte de dezvoltarea listelor de măsuri individuale au fost luate în considerare mai multe măsuri generale și seturi de instrumente cadru, după cum urmează:

- schimbul și diseminarea informațiilor despre managementul ecologic al apei;
- introducerea managementului deșeurilor, incluzând aici sistemul de colectare și de gospodărie (deponee, instalații de ardere cu generare de energie);
- creșterea numărului de stații de epurare și sisteme individuale sau comune de tratare și îmbunătățirea sistemelor existente, descreșterea poluării difuze cu nutrienți și substanțe organice (Directiva Europeană pentru tratarea apelor uzate urbane 91/271/EEC);
- managementul deșeurilor va fi implementat cu Granturile ISPA pentru Management și colectare a deșeurilor și în acord cu Directivele Europene 99/31/EC (pentru deșeuri și deponee) și 94/62/EC (împachetarea deșeurilor).

Pentru **interconexiunea Timiș – Bega** au fost selectate următoarele măsuri potențiale:

- oferirea mai mult spațiu râurilor, cu controlul utilizării terenului în albia majoră (achiziționarea de teren este scumpă pentru realizarea acestei măsuri).
- mărirea arealelor de retenție (poldere, bazine de control a inundațiilor);
- modificarea structurilor orizontale (stăvilarele interconexiunilor) pentru a permite migrarea speciilor și transportul sedimentelor de fund, cu atenție specială privind evitarea creșterii eroziunii;
- îmbunătățirea întreținerii ecologice a zonelor tampon de-a lungul râului (incluzând îndiguirile);
- achiziționarea de fâșii tampon pentru a crește eficiența întreținerii ecologice a zonelor tampon, în cazul în care există oportunități locale,
- lucrări pentru remodelarea albiei și a scurgerii, lărgirea albiei majore și chiar a albiei minore, dacă este aplicabil (există oportunități bune pentru Timiș, moderate pentru Bega);
- înlocuirea obstacolelor solide de-a lungul malurilor cu alternative ecologice (cum ar fi crearea de goliri laterale în polderele de retenție);
- optimizarea managementului schimbului de apă inter și intra bazinal (măsură ce a început deja să fie implementată);
- dragarea și înlăturarea vegetației acvatice din Timișul Mort. După studii detaliate această măsură s-ar putea să fie necesară și pe celelalte corpuri de apă ale Timișului;
- renaturarea Timișului Mort pentru a-i se putea oferi o scurgere continuă pe timpul apelor mici și medii și pentru stocarea excesului de apă (utilizând pompele existente și structurile de descărcare gravitațională) pe durata inundațiilor, în acord cu managementul prevenirii inundațiilor;
- adaptarea metodei de cosire a vegetației pe maluri, pentru a permite cât mai multe maluri naturale, unde este posibil, atâta timp cât capacitatea de tranzit a apelor nu este afectată, rugozitatea crescută neafectând rezistența la scurgere (trebuie realizate studii);
- renaturarea râului Iarcoș, prin crearea unei guri de golire din polderul Hitiaș, împreună cu măsuri adiționale, dacă sunt posibile;
- măsuri hidromorfologice în albia râului;
- construirea de maluri naturale pentru râuri;
- îmbunătățirea managementului termic al apelor din zonele joase prin plantarea de arbori de-a lungul pâraielor și a râurilor, luând în considerare și impactul negativ potențial asupra hidraulicii râului (vegetația actuală este menținută sub control);
- construirea de canale paralele în cadrul albiei majore (o bună opțiune pentru Timiș). Canalele paralele vor transporta apă în timpul viiturii și vor rămâne seci în perioadele de ape mici;
- restaurarea curgerii apei din râul Timiș în Timișul Mort, permițând migrarea peștilor între cele două derivații prin crearea unei noi structuri din Timiș în capătul din amonte al Timișului Mort (utilizarea structurii prezente între Polderul Pădureni și Timișul Mort);
- reconectarea vechilor meandre ale râului (altele decât Timișul Mort).
- construirea de coridoare pentru pești pe lângă baraje;
- reducerea adâncimii apei la adâncimea naturală de-a lungul zonei dintre Coștei (canalul de alimentare Timiș - Bega) și polderul de la Hitiaș (apele adânci sunt rezultat al extragerii de balastru din albie);
- construirea de arii de dezvoltare a habitatelor piscicole cu caracteristici favorabile pentru depunerea icrelor;

- *reproiectarea polderelor de inundare ca și albiei majore, permițând meandrea, existența bălților superficiale și a zonelor umede.*

Râul Bârzava este caracterizat printr-o albie majoră foarte îngustă. Digurile și îndiguirile sunt amplasate de-a lungul întregii lungimi a corpului de apă pilot, lăsând puțin spațiu râului pentru a dezvolta în mod natural procesele hidromorfologice. Propuneri de măsuri specifice pentru reabilitarea râului Bârzava pe tronsonul luat în studiu sunt:

- *crearea de mai mult spațiu pentru râu (cumpărarea de teren pentru îndeplinirea acestui scop este o sarcină dificilă, prețurile fiind ridicate datorită utilizării terenului pentru culturi agricole) și oferirea unei șanse de renaturare pasivă a râului;*
- *controlarea utilizării terenului în arealele cu risc la inundații;*
- *îmbunătățirea managementului/funcționării sistemului secundar de drenare a arealelor agricole, îmbunătățind conectivitatea laterală;*
- *desemnarea coordonată a unor situri de renaturare a râurilor de-a lungul secțiunilor ("rezervoare buzunar" sau trepte de renaturare) în care albiile majore pot fi lărgite, pot fi create zone umede, brațe laterale, etc. (măsurile au valoare adăugată pentru activitățile de protecție împotriva inundațiilor), prin mutarea digurilor mai departe de râu și executarea de lucrări de amenajare a albiei pentru a iniția unele procese necesare în aceste locații;*
- *îmbunătățirea exploatarei coordonate a zonelor tampon, dacă este posibil în combinație cu achiziționarea unor terenuri în zonele mai vulnerabile;*
- *înlocuirea structurilor solide, tradiționale, cu unele mai naturale, măsuri non-structurale sau de bio-inginerie;*
- *realocare de debit râului Birdanca, pentru a dilua deversările de la stația de epurare a localității Deta. Construirea unei structuri de derivare a apelor este deja planificată pentru 2007;*
- *adaptarea metodei de cosire a malurilor pentru a păstra un regim al vegetației și habitatelor cât mai natural, fără a crește însă rezistența scurgerii la ape mari;*
- *construirea de maluri naturale pentru râu (oferind gradienti pentru diversitate ecologică). Aceasta este o măsură ce nu are o largă aplicabilitate, datorită puținelor maluri de beton în zona studiată;*
- *(re)proiectarea polderelor de inundare pentru a deveni albiei majore, creând zone umede și arealele de depunere a icrelor;*
- *dragarea nisipurilor poluate. Pentru selectarea acestei măsuri sunt necesare studii ulterioare pentru a se evalua dacă această măsură este necesară.*

Pentru corpurile de apă din **sistemul hidroenergetic Sebeș** se propun următoarele măsuri:

- *construirea de maluri naturale pentru râuri prin îndepărtarea pe o parte a îndiguirilor de beton, sau:*
- *crearea unei secțiuni de traversare naturală (bypass) într-o secțiune de beton;*
- *construirea de maluri naturale în aval de secțiunile betonate;*
- *planul de reabilitare a patului albiei pentru secțiunile joase, între acumularea pentru alimentare cu apă potabilă a Caransebeșului și Caransebeș (praguri joase, stabilizarea albiei și a malurilor). În câțiva ani panta albiei și substratul se vor adapta la un nou echilibru hidromorfologic, în directă conexiune cu managementul regimului*

pulsatoriu al hidrocentralei și a micro-hidrocentralei. Pragurile orizontale vor conduce la ridicarea și înălțarea albiei râului, reducând viteza scurgerii și a eroziunii, creând condiții mai bune pentru habitate și recuperarea florei și a faunei, construirea de areale de depunere a icrelor, reintroducerea plantelor de apă relevante (macrofite);

- *optimizarea managementului hidrocentralei, reducând pe cât posibil regimul pulsatoriu pentru asigurarea unei scurgeri cât mai constante;*
- *gestionarea descărcărilor pentru a menține cel puțin minimul necesar pentru protejarea ecosistemului, regândirea debitelor ecologice;*
- *construirea de coridoare pentru pești lângă baraje: pragurile din coridorul principal al râului Sebeș ar putea fi modificate pentru a nu reprezenta o barieră în migrația peștilor (în Sebeș se găsește lipan, iar aceasta este o specie foarte sensibilă la calitatea apei);*
- *concepțe pentru o mai bună protecție în zonele cu risc la inundație precum controlul asupra utilizării terenului în zonele cu risc la inundații;*
- *crearea de mai mult spațiu pentru râuri, cumpărarea de terenuri în cadru arealului de dezvoltare a râului;*
- *compensarea controlului scurgerii/optimizarea schimbului de apă inter și intra bazinal;*
- *renaturarea pâraielor și râurilor tributare din amonte;*
- *construirea de canale paralele în cadrul râului (în cadrul albiei curente, pe durata reabilitării secțiunii aval);*
- *înlocuirea captărilor pentru prelevările din afluenții din amonte și/sau modificarea regulamentelor referitoare la captări în vederea protejării scurgerii debitului ecologic minim specificat în concordanță cu legislația națională și directivele în vigoare;*
- *izolarea hidrologică (ar putea fi aplicabilă, dar nu este fezabilă datorită utilizării pentru producere de energie electrică și apă potabilă);*
- *gospodărirea fondului de pește.*

În cazul **văii Minișului** se pot identifica următoarele măsuri de reabilitare:

- *controlul descărcărilor pentru a menține cel puțin nivelul minim necesar pentru protejarea ecosistemului;*
- *deschiderea stavilei sau a barajului, permițând lacului să se dreneze și să își reia caracterul de râu, cu restaurarea continuității longitudinale a râului, sau:*
- *reabilitarea scării de pești de lângă baraj, restaurarea acesteia pentru a face posibilă într-o anumită măsură continuitatea longitudinală;*
- *reducerea adâncimii apei în lac prin schimbarea regulamentului de funcționare a barajului în special în ceea ce privește descărcările;*
- *restaurarea curgerii naturale a Izbucului Bigăr, prin înlăturarea captărilor care sunt utilizate pentru ferma de păstrăvi din apropiere;*
- *înlocuirea captărilor directe din râul Miniș pentru fermele de păstrăvi, prin re poziționarea prizelor de apă din amonte și îndepărtarea pragurilor care crează efect de remuu sau realizarea unor alternative de tranzit pentru pești la pragurile existente pentru captările fermei de păstrăvi;*
- *dirijarea cercetării spre compoziția sedimentelor de pe fundul lacului pentru a evalua dacă dragarea este necesară;*
- *măsuri suplimentare: instalarea unei stații de epurare în satele din amonte.*

Situația existentă pe valea Minișului dă oportunitatea creionării unui set de măsuri adiționale, care deși nu pot fi aplicate în bazinul pilot, au relevanță pentru

alte corpuri de apă unde se desfășoară activități miniere (chiar și în trecut) sau de pescuit:

- îmbunătățirea regulamentelor legate de autorizarea și avizarea fermelor de pești;
- dezvoltarea unui ghid al celor mai bune practici pentru fermele de pești (incluzând reglementări de aplicare a pesticidelor/antibioticelor, nutrienților sau tratarea descărcărilor);
- dezvoltarea unui ghid general al reabilitării apelor reziduale din minerit.

Analiza eficienței ecologice a măsurilor în programul WFD-Explorer

Eficiența măsurilor este specificată în termeni ai efectului acestora asupra concentrațiilor de azot și fosfor și asupra sub-elementelor ecologice: pești, macrofite, macrofaună și fitoplancton. Cum analiza eficienței ecologice a măsurilor este foarte greu de realizat cu mijloacele existente la ora actuală, specialiștii și-au concentrat eforturile pe combinarea în programe informaționale a judecăților personale bazate pe experiențe cunoscute. Astfel a fost dezvoltat programul și WFD-Explorer, program care pe baza judecăților experților a dezvoltat așa numitele reguli de calcul. Eficiența măsurilor pentru cele patru zone luate în studiu este definită pe baza acestor reguli prezentate în capitolul anterior.

Pentru interconexiunea Timiș-Bega au fost schematizate un total de 15 corpuri de apă. Tabelul de mai jos prezintă cele mai importante câmpuri din tabelul corpurilor de apă din baza de date a WFD Explorer.

Tabel 5.22. Corpurile de apă din zona dublei conexiuni Timiș-Bega

ID	Nume	Lungime (m)	Panta (m/m)	Fracția modif. (-)	ID-ului secțiunii transvers.	Ad. apei (m)	Lățimea patului albiei (m)	Sinuozitate (-)	Nr Struct (-)
DIV-0	Canal de descărcare Bega-Timiș	6316,6	0,000113	1,0	1	2,00	15	1,00	0
DIV-1	Canal de alimentare Timiș-Bega	3294,8	0,000113	1,0	1	2,00	15	1,00	0
V-1-2	BEGA - cf. Bega Poienilor-cf. Chizdia	54531,2	0,000327	0,1	5	1,00	15,00	1,21	0
V-1-3	BEGA - cf. Chizdia-cf. Behela	10662,0	0,000028	0,5	5	1,50	20,00	1,07	1
V-1-31	Glavița (Cârlea) - av. cf. Biniș	2880,9	0,000129	1,0	1	2,00	12,00	1,03	0
V-1-34	Biniș - av. Canal de alimentare Coștei	3759,8	0,000474	1,0	1	4,00	12,00	1,07	0
V-1-3a	BEGA - cf. Chizdia-cf. Behela	32276,1	0,000028	0,5	5	1,50	20,00	1,07	1
V-2-5	TIMIȘ - cf. Sebeș-cf. Tapia	53523,9	0,000113	0,5	1	1,00	35,00	1,00	0
V-2-6	TIMIȘ - cf. Tapia-evacuare GC Lugoj	24330,1	0,000113	0,5	5	2,20	50,00	1,59	1
V-2-7	TIMIȘ - evacuare GC Lugoj-cf. Timișana	16290,2	0,000113	0,5	2	1,00	35,00	1,12	0
V-2-80	Iarcoș	23640,9	0,000059	0,5	3	4,50	15,00	1,68	0
V-2-8a	TIMIȘ - cf. Timișana-frontiera RO-SR	35784,3	0,000025	0,5	5	2,50	35,00	1,23	0
V-2-8b	TIMIȘ - cf. Timișana-frontiera RO-SR	34802,4	0,000025	0,5	5	2,50	35,00	1,36	0

V-2-8c	TIMIȘ - cf. Timișana-frontiera RO-SR	45117,3	0,000025	0,5	5	0,50	35,00	1,75	0
V-2-8d	TIMIȘ - cf. Timișana-frontiera RO-SR	15986,4	0,000025	0,5	5	2,50	35,00	1,23	0

Descrierea câmpurilor poate fi observată în tabelul următor.

Tabelul 5.23. Descrierea câmpurilor din corpurile de apă

Numele câmpului	Unitate de măsură	DESCRIERE
ID		ID-ul corpului de apă folosit pentru legătura cu harta geografică
Nume		Numele corpului de apă
Lungime	m	Lungimea corpului de apă
Panta	m/m	Panta talvegului
Fracția modif.	-	Fracția care indică ce parte a corpului are debit modificat (ca opus al debitului liber)
ID-ul secțiunii transversale	-	Tipuri de secțiuni transversale utilizate în corpul de apă
Ad. apei	m	Adâncimea apei pe talveg
Lățimea fundului albiei	m	Lățimea fundului albiei pentru secțiunile transversale selectate
Sinuozitatea	-	Indică gradul de meandrare
Nr struct.	#	Numărul total de structuri

Tabelul 5.24. Caracteristicile tipurilor de secțiuni transversale

ID	NUME	DESCRIERE	S1	S2	H0	H0_FR
1	Trapez	Profil Trapez, 1:1 Miniș VI-1-11, Timiș v-2-6	1	1	0	1
2	Natural	Profil natural cu vegetație	6	1,5	0	1
3	Meandrat	Profil natural cu vegetație și curbe exterioare pronunțate	6	0,8	0	1
4	2 Faze	Profil natural cu vegetație pe maluri și adâncit spre mijloc	6	6	1	0,3
5	Trapez 2	Trapez 1:2 Bârzava V-2-111, Timiș v-2-8 1:2.8 L 1:1 R Glavița (V-1-31), Timiș v-2-7	2	2	0	1

$S1$ = panta pe stânga, $S2$ = panta pe dreapta, $H0$ = adâncimea apei, $H0_Fr$ = procentul lățimii albiei care este adâncită.

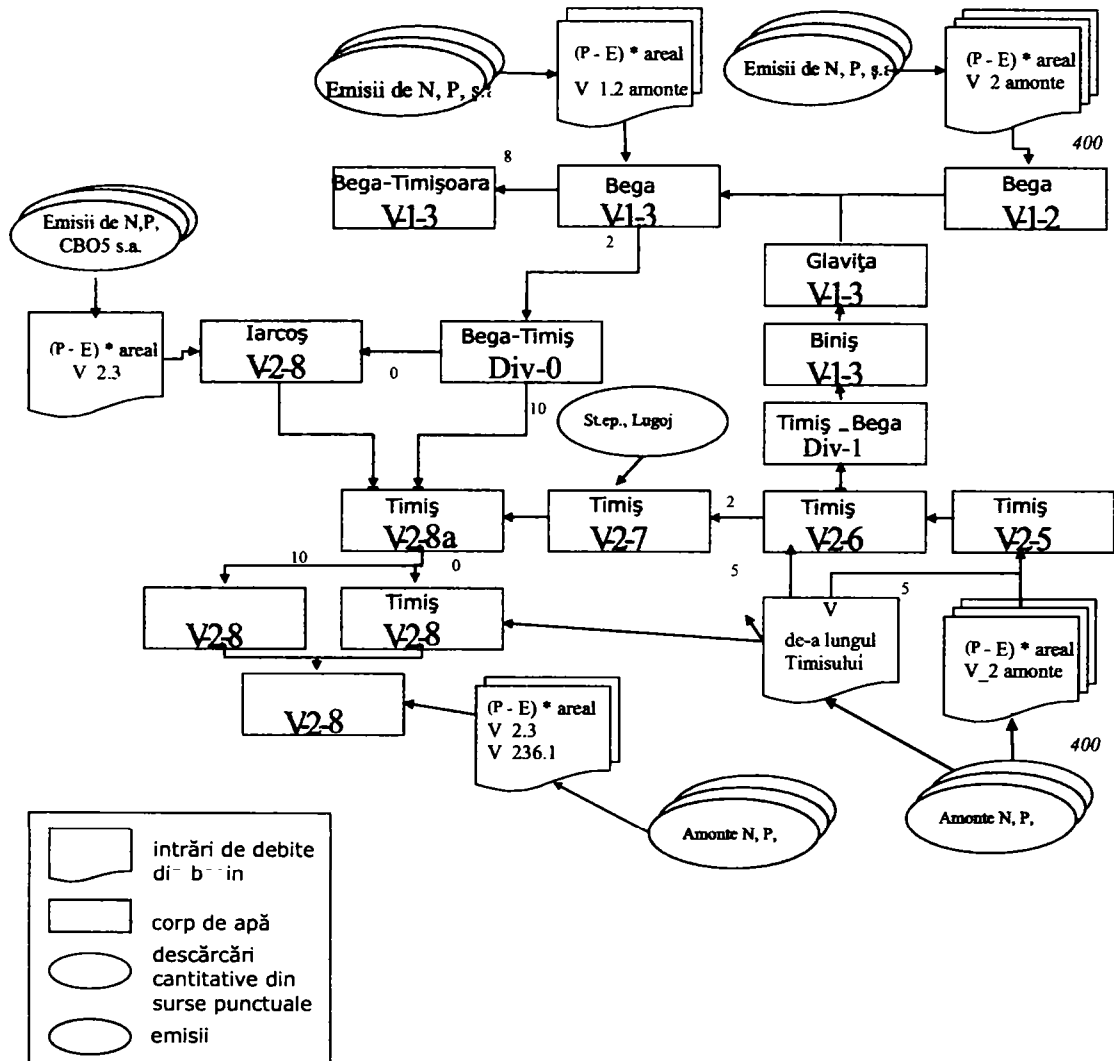


Figura 5.11. Schematizarea zonei pilot Timiș - Bega

Codurile (ex. V_1_3) corespund corpurilor de apă și codurilor bazinelor din Raportul 2004 pentru Spațiul Hidrografic Banat (Direcția Apelor Banat, 2004). Cifrele indică distribuția apei în procente.

Măsurile propuse pentru zona Timiș - Bega au fost testate în cadrul WFD-Explorer și sunt prezentate în tabelul 5.25.

Tabelul 5.26. Măsuri pentru Interconexiunea Timiș-Bega, aplicabile în WFD-Explorer

Măsurile de pe corpurile de apă din zona interconexiunii Timiș-Bega	
Descriere	Modificarea structurilor orizontale (barajele interconexiunii) pentru a permite migrarea peștilor și transportul sedimentelor pe fundul albiei, cu atenție pentru evitarea creșterea eroziunii.
Implementarea în WFD-Explorer	Îndepărtarea tuturor structurilor

Descriere	Reabilitarea/reactivarea Timișului Mort pentru a obține o scurgere continuă pe durata apelor mici și medii și pentru stocarea apelor în exces (folosind pompele existente și structurile de descărcare gravitaționale) pe timpul inundațiilor, în acord cu managementul prevenirii inundațiilor. Reactivarea alimentării cu apă a Timișului Mort din Timiș, permițând migrarea peștilor între cele două brațe prin crearea unei noi structuri pe Timiș la capătul amonte al Timișului Mort și verificarea folosinței structurilor curente între polderul Pădureni și Timișul Mort.
Implementarea în WFD-Explorer	Conectarea Timișului Mort cu Timișul prin conectarea corpului de apă V-2-8a cu corpul de apă V-2-8c, cu o fracție de modificare mai mare, ce presupune schimbarea distribuției scurgerii pe cele două corpuri de apă aval de structura de conectare la 50-50%.

Descriere	Renaturarea pârâului Iarcoș prin crearea unei deschideri din polderul Hitiaș și implementarea de măsuri adiționale dacă se consideră necesare.
Implementarea în WFD-Explorer	Conectarea pârâului Iarcoș cu Canalul Bega – Timiș prin conectarea Div-0 cu V-2-80, și schimbarea distribuției scurgerii la 50-50%.

Descriere	Măsuri de renaturare a râului
Implementarea în WFD	Schimbarea tipului secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "natural" pentru râul Bega pentru 50% sau 100% din râu.
Implementarea în WFD	Schimbarea tipului secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "natural" pentru râul Timiș în aval de canalul Bega - Timiș pe o porțiune de 50% sau 100% din râu.
Implementarea în WFD	Schimbarea tipului secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "natural" pentru râul Timișul Mort pe o porțiune de 50% sau 100% din râu.
Implementarea în WFD	Schimbarea tipului secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "natural" pentru Timiș (evacuare GC Lugoj cf Timișana) pe o porțiune de 50% sau 100% din râu.
Implementarea în WFD	Schimbarea tipului secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "meandrat" pentru râul Bega pe o porțiune de 50% sau 100% din râu.
Implementarea în WFD	Schimbarea tipului secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "meandrat" pentru râul Timiș (evacuare GC Lugoj cf Timisiana) pe o porțiune de 50% sau 100% din râu.
Implementarea în WFD	Schimbarea tipului secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "meandrat" pentru râul Timiș în aval de canalul Bega - Timiș pe o porțiune de 50% sau 100% din râu.
Implementarea în WFD	Schimbarea tipului secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "meandrat" pentru râul Timișul Mort pe o porțiune de 50% sau 100% din râu.
Implementarea în WFD	Schimbarea tipului secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "2 faze" pentru râul Timiș pe o porțiune de 100% din râu.
Implementarea în WFD	Adâncirea patului albiei râului Timiș (V-2-8b) pe 100% din râu.
Implementarea în WFD	Adâncirea patului albiei râului Timișului Mort (V-2-8c) pe 50% sau 100% din râu.

Descriere	Creșterea numărului de stații de epurare sau de sisteme de tratare a apei individuale sau comunale pentru a reduce poluarea difuză cu nutrienți și materii.
Implementarea în WFD-Explorer	Creșterea eficienței stației de epurare Lugoj la 90%.
Descriere	Mai multă apă pe râul Timiș

Implementarea în WFD	Schimbarea distribuției apei pe canalul Bega-Timiș, creșterea scurgerii la 80% pe râul Timiș.
Implementarea în WFD	Schimbarea distribuției apei pe canalul Timiș-Bega la 25%, 50% sau 99% pe râul Timiș

Pentru valea Minișului au fost schematizate 3 corpuri de apă. Tabelul de mai jos prezintă cele mai importante câmpuri ale tabelului corpurilor de apă din baza de date construită în programul WFD-Explorer.

Tabel 5.26. Corpuri de apă în sistemul de pe valea Minișului

ID	Nume	Lungime (m)	Pantă (m/m)	Fracția modif. (-)	ID secțiune transv.	Ad. apei (m)	Lățimea patului albiei (m)	Sinuo-zitatea (-)	Nr struct
VI-1-11	Minis	35073,2	0,001883	0,1	1	0,40	8,00	1,83	5
VI-1-12	Steier	5877,3	0,003475	0,1	1	0,20	5,00	1,31	0
VI-1-3	Nera - cf. Prigor (Putna) - cf. Rachita	29581,6	0,000230	0,2	1	1,50	15	1,00	0

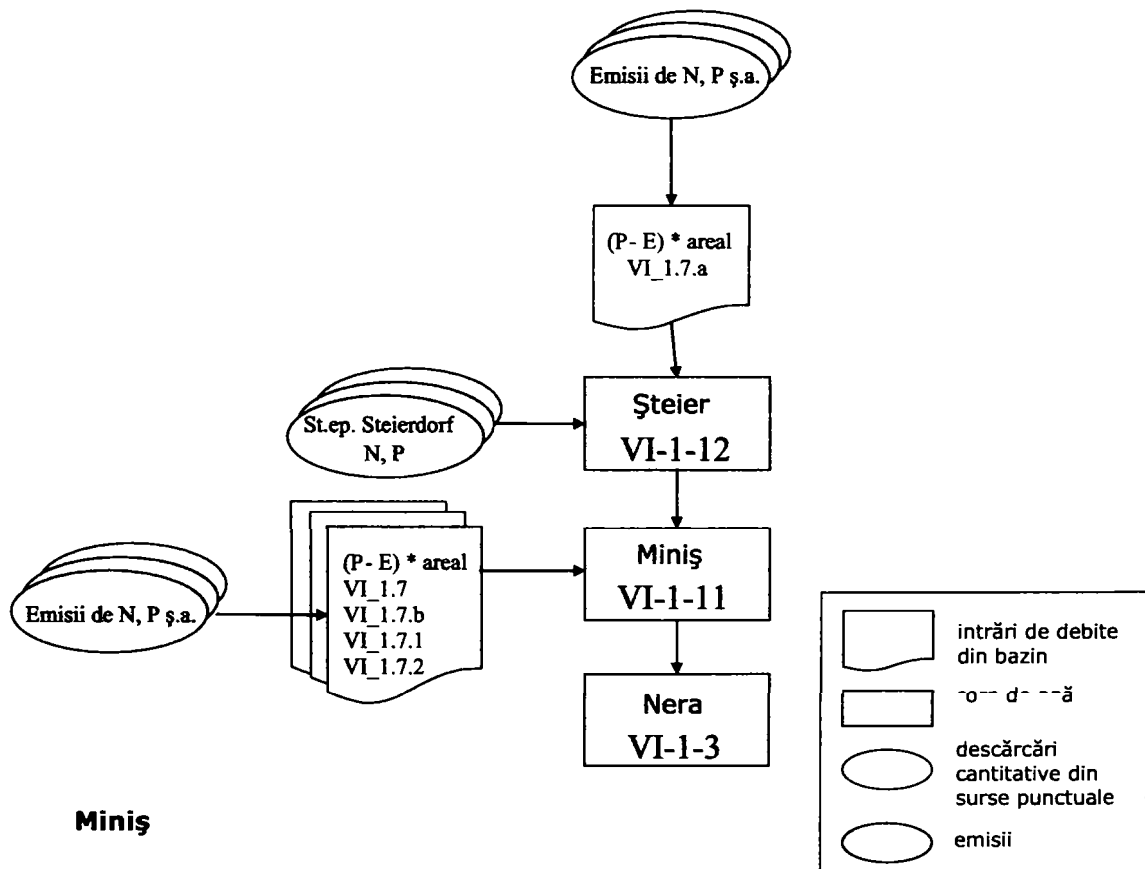


Figura 5.12. Schematizarea Văii Minișului

Codurile (ex. VI_1.7.a) corespund corpurilor de apă și codurilor bazinelor din Raportul 2004 pentru Spațiu Hidrografic Banat (Direcția Apelor Banat, 2004). Cifrele indică distribuția apei în procente.

Pentru cele 3 corpuri de apă din bazinul Miniș măsurile prezentate în tabelul 5.27. au fost implementate în WFD-Explorer.

Tabel 5.27. Măsuri propuse pentru aplicații în WFD-Explorer în cazul Văii Minișului

Măsuri pentru corpurile de apă de pe Miniș	
Descriere	Modificarea structurilor orizontale (barajele interconexiunii) pentru a permite migrarea speciilor și transportul sedimentelor de fund, cu atenție privind evitarea creșterii eroziunii.
Implementarea în WFD-Explorer	Crearea unor căi de acces peștilor în zona barajilor transversale.
Implementarea în WFD-Explorer	Îndepărtarea barajelor. Îndepărtarea structurilor în proporție de 30%.
Implementarea în WFD-Explorer	Îndepărtarea pragurilor. Îndepărtarea structurilor în proporție de 70%.

Pentru sistemul hidroenergetic Sebeș au fost schematizate un total de 7 corpuri de apă. Tabelul de mai jos prezintă o parte din baza de date completată pentru aceste corpuri de apă în programul WFD-Explorer.

Tabel 5.28. Corpurile de apă din cadrul zonei Sebeș

ID	Nume	Lungime (m)	Panta (m/m)	Facția modif. (-)	ID secțiune transv.	Ad. apei (m)	Lățimea fundului albiei (m)	Sinuo-zitate (-)	Nr. struct
V-2-28	Sebeș - am. cf. Slatina + afluenți	25669,6	0,003843	0,1	1	1,50	3,00	1,12	0
V-2-29	Sebeș - av. cf. Slatina	11185,2	0,003843	0,3	1	2,00	20,00	1,12	1
V-2-30	Sebeșel - am. capt. secundară	5430,2	0,012908	0,1	1	0,50	2,50	1,09	0
V-2-31	Sebeșel - av. capt. secundară	4359,5	0,012908	0,1	1	0,50	2,50	1,09	0
V-2-32	Borlova (Borlovița) - am. capt. secundară	4740,3	0,008495	0,1	1	0,50	2,50	1,16	0
V-2-33	Borlova (Borlovița) - av. capt. secundară	4534,3	0,008495	0,1	1	0,50	2,50	1,08	0
V-2-34	Slatina	8453,3	0,008294	0,1	1	0,50	2,50	1,19	0

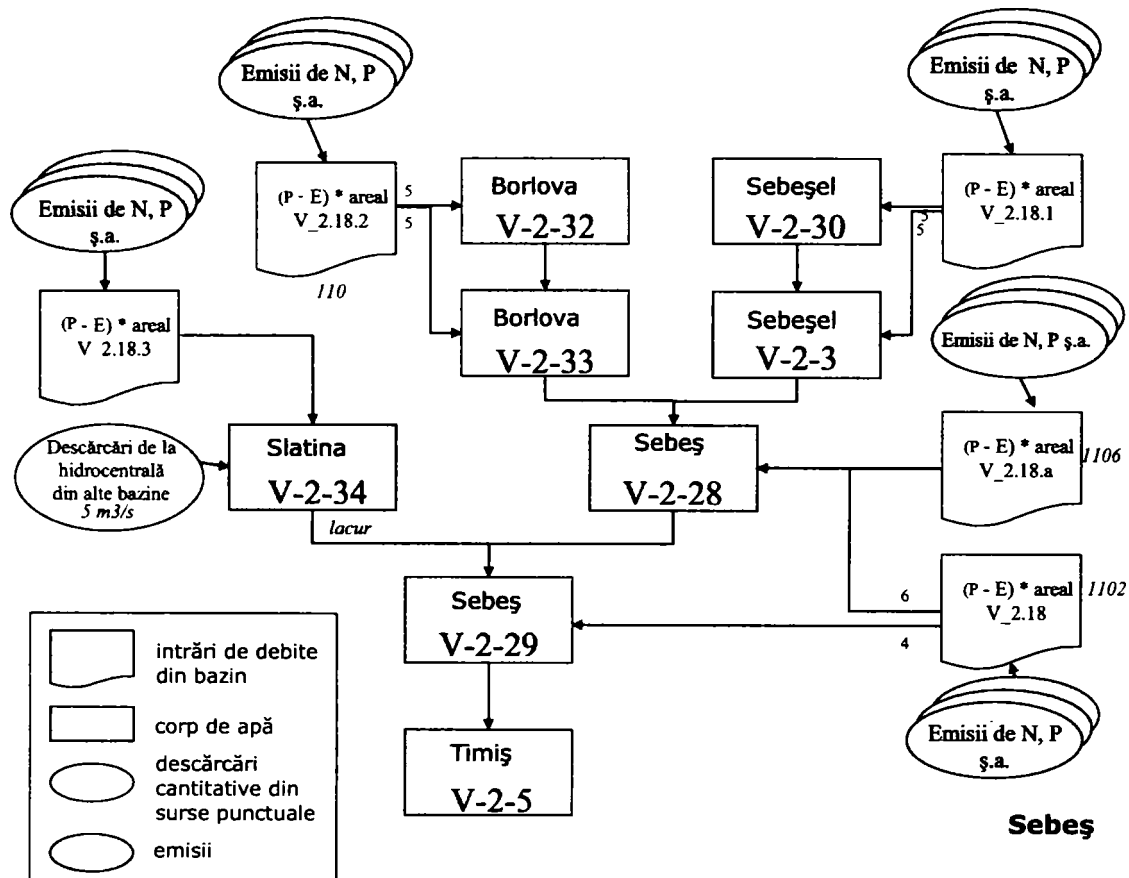


Figura 5.13. Schematizarea Sistemului Sebeș

Codurile (ex. VI_18.a) corespund corpurilor de apă și codurilor bazinelor din Raportul 2004 pentru Spațiu Hidrografic Banat (Direcția Apelor Banat, 2004). Cifrele indică distribuția apei în procente.

În programul WFD-Explorer au fost implementate pentru corpurile de apă de pe Sebeș o serie de măsuri ce sunt prezentate în tabelul 5.29.

Tabel 5.29. Măsuri aplicabile în WFD-Explorer pentru sistemul Sebeș

Măsurile pentru corpurile de apă de pe Sebeș	
Descriere	Modificarea structurilor de barare transversală pentru a permite migrarea speciilor și transportul sedimentelor de fund, cu o atenție asupra creșterii eroziunii.
Implementarea în WFD-Explorer	Îndepărtarea tuturor structurilor.
Descriere	Construirea de maluri naturale, prin îndepărtarea unei părți din îndiguirile de beton.
Implementarea în WFD-Explorer	Schimbarea secțiunii transversale de la tipul "trapez" la tipul "natural" pentru Sebeș pe mai mult de 25% din râu.

Descriere	Redirecționarea apelor din bazinul hidrografic al Sebeșului către hidrocentrală.
Implementarea în WFD-Explorer	Conectarea V-2-31 cu V-2-34 și descărcarea a 90% din apă în secțiunea V-2-34.
Implementarea în WFD-Explorer	Conectarea V-2-33 cu V-2-34 și descărcarea a 90% din apă în secțiunea V-2-34.

Pentru sistemul râului Bârzava au fost shematizate un total de 4 corpuri de apă.

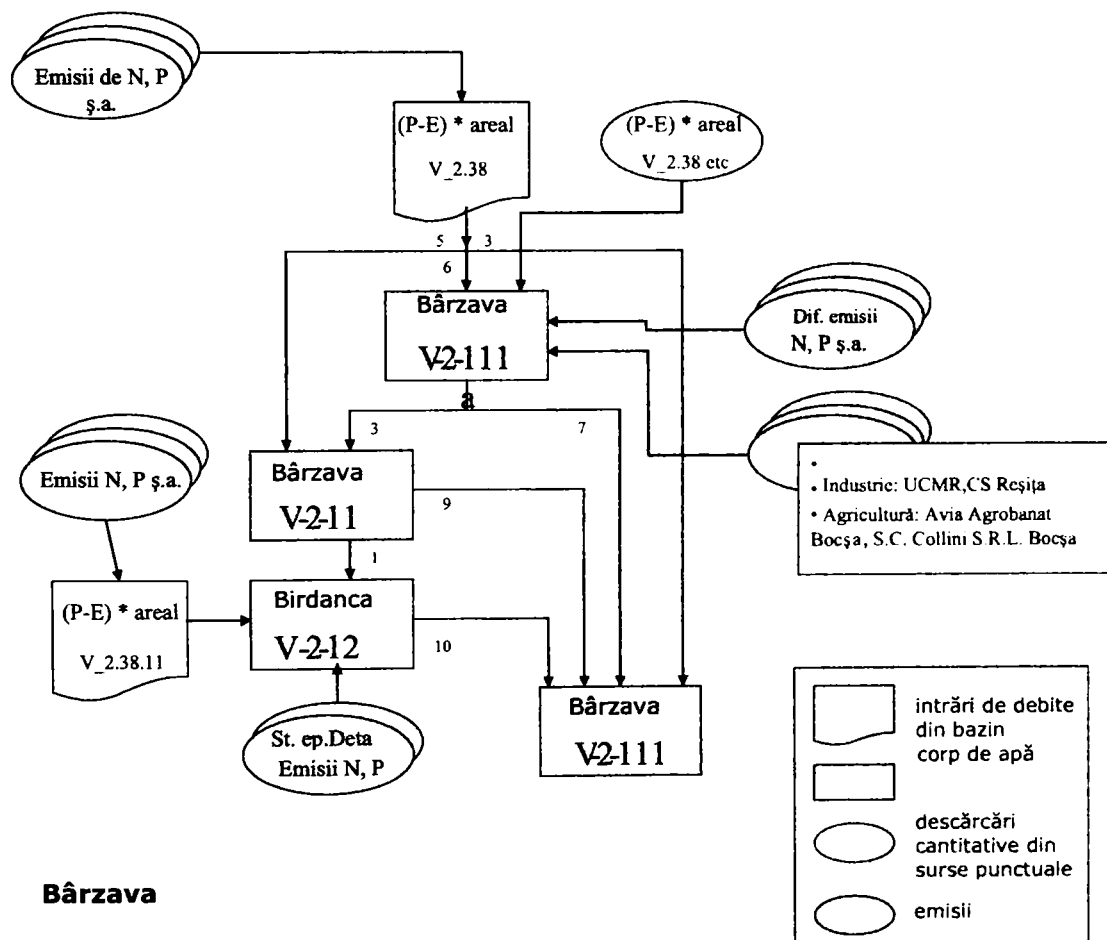


Figura 5.14. Schematizarea corpurilor de apă pe Bârzava

Codurile (ex. VI_18.a) corespund corpurilor de apă și codurilor bazinelor din Raportul 2004 pentru Spațiu Hidrografic Banat (Direcția Apelor Banat, 2004). Cifrele indică distribuția apei în procente.

Tabelul următor prezintă cele mai importante câmpuri din tabelul corpurilor de apă completat în baza de date a programului WFD-Explorer.

Tabel 5.30. Corpurile de apă ale sistemului râului Bârzava

ID	Nume	Lungime (m)	Panta (m/m)	Fracția modif (-)	ID secțiune transv	Ad. apei (m)	Lățimea fundului albiei (m)	Sinuozitate (-)	Nr. Struct
V-2-111a	Bârzava - cf. Fizeș - frontiera RO-SR amonte	18052,5	0,000102	0,5	5	1,50	15,00	1,18	0
V-2-111b	Bârzava - cf. Fizeș - frontiera RO-SR aval	35660,8	0,000102	0,5	5	1,50	15,00	1,13	0
V-2-112	Bârzava - Canalul Birdanca	7552,7	0,000102	0,5	5	1,50	5,00	1,15	1
V-2-129	Birdanca	21801,0	0,000069	0,5	5	1,50	5,00	1,29	1

Măsurile implementate în programul WFD-Explorer pentru corpurile de apă selectate pe râul Bârzava sunt prezentate succint în tabelul 5.31.

Tabel 5.31. Măsuri propuse pentru Bârzava, în WFD-Explorer

Măsuri pentru corpurile pilot de pe Bârzava	
Descriere	Realocarea debitelor pârâului Birdanca pentru a dilua descărcările de la stația de epurare a apelor uzate a localității Deta. Construirea unei structuri de deviere deja planificate pentru 2007.
Implementarea în WFD-Explorer	Derivarea a 60% din debitul secțiunii V-2-112 către râul Birdanca V-2-129 și 40% din debit către to V-2-111b (aval Bârzava).
Descriere	Desemnare coordonată a secțiunilor locale de renaturare a râului ("buzunare" și trepte de renaturare) acolo unde albia majoră poate fi extinsă, create zone umede, brațe laterale, areale de depunere a icrelor (valoare adăugată pentru protecția împotriva inundațiilor), prin mutarea digurilor mai departe de râu și realizarea de lucrări în albie.
Implementarea în WFD-Explorer	Schimbarea secțiunii transversale: lărgirea patului albiei cu 50% (2,5 pentru Birdanca și 7 pentru râul Bârzava) pentru mai mult de 50 % din corpul de apă.
Implementarea în WFD-Explorer	Schimbarea secțiunii transversale: lărgirea patului albiei cu 50% (2,5 pentru Birdanca și 7 pentru râul Bârzava) pentru mai mult de 25 % din corpul de apă.
Implementarea în WFD-Explorer	Schimbarea secțiunii transversale: lărgirea patului albiei cu 75 % (3,8 pentru Birdanca și 11 pentru râul Bârzava) pentru mai mult de 50% din corpul de apă.
Implementarea în WFD-Explorer	Schimbarea secțiunii transversale: de la tipul "trapez" la tipul "meandrat" și creșterea sinuozității cu peste 50 pe mai mult de 10% din corpul de apă.
Descriere	Creșterea numărului de STAU și de sisteme de tratare individuale sau comunale pentru a descrește poluarea difuză cu nutrienți sau materii organice
Implementarea în WFD-Explorer	Creșterea eficienței stației de epurare a apelor uzate Deta de la 0 la 0,5 sau 0,8
Implementarea în WFD-Explorer	Creșterea eficienței stației de epurare a apelor uzate Reșița, amonte Bârzava de la 0,8 pentru N și 0,6 pentru P la 0,9
Implementarea în WFD-	Creșterea eficienței stației de epurare a apelor uzate amonte

Explorer	corpurile pilot de pe Bârzava, în Bocşa, de la 0 la 0.5 pentru N și de la 0.29 la 0.9 pentru P.
Descriere	Stoparea poluării punctiforme amonte de zona de studiu pe Bârzava, în Reşiţa și Bocşa, incluzând aici UCMR Reşiţa, CS Reşiţa and SC. Collini S.R.L. Bocşa
Implementarea în WFD-Explorer	Descreșterea tuturor încărcărilor punctuale cu 25% sau 75%.
Implementarea în WFD-Explorer	Descreșterea poluării punctuale de la Avia Agrobanat cu 25%, 75% sau 100%.

Măsurile pot fi de asemenea implementate pe întregul bazin de recepție. Tabelul 5.32. propune măsuri care au aplicabilitate la scară bazinală.

Tabel 5.32. Măsuri propuse la nivel bazinal

Măsuri pentru întregul bazin de recepție	
Descriere	Modificarea barărilor transversale pentru a permite migrarea speciilor și transportul sedimentelor de fund, cu atenție pentru evitarea creșterii eroziunii.
Implementarea în WFD-Explorer	Îndepărtarea tuturor structurilor.
Descriere	Descreșterea poluării difuze provenite din agricultură.
Implementarea în WFD-Explorer	Descreșterea poluării difuze provenite din agricultură cu 25, 50, 75%.
Descriere	Creșterea numărului de stații de epurare a apelor uzate și de sisteme de tratare individuale și comunale pentru descreșterea poluării difuze cu nutrienți și materii organice.
Implementarea în WFD-Explorer	Creșterea eficienței stațiilor de epurare a apelor uzate la 90%.

Pentru selectarea măsurilor cost - eficiență s-au propus următoarele abordări în etape logice, efectuate prin aplicarea programului WFD-Explorer:

- analiza stării actuale a nutrienților și a elementelor de calitate ecologică;
- luarea de măsuri de bază pentru a îndeplini obiectivele chimice de calitate, de exemplu reducerea emisiilor agricole sau implementarea unui plan de tratare a apelor uzate;
- analiza situației obiectivelor chimice de calitate prin analiza culorilor de pe hartă sau prin selectarea unui corp de apă și analizarea cifrelor specifice (vizibile pe interfață) sau realizarea unui raport (selectare din meniul programului);
- combinarea cu alte măsuri, măsuri suplimentare, în cazurile unde este necesar;
- încercarea de a găsi măsuri mai ieftine cu același efect. Analiza costurilor totale și a costului pe corp de apă se poate efectua și vizualiza direct pe interfața programului;
- analiza situației obiectivelor ecologice, prin selectarea hărții, selectarea corpului de apă, introducerea informațiilor legate de starea elementelor biologice de calitate direct pe interfața utilizatorului (în dreapta jos) sau din rapoarte (selectare din meniu);

- luarea de măsuri suplimentare dacă este necesar, de exemplu: restaurarea meandrării pentru a îmbunătăți calitatea elementelor de macrofaună, crearea de scări de pești sau canale paralele pentru a permite migrația peștilor și continuitatea longitudinală a habitatelor;
- analiza obiectivelor ecologice a corpurilor de apă;
- analiza costurilor, încercarea de a găsi alte măsuri, mai ieftine.

Pentru fiecare zonă pilot, măsurile mai sus-prezentate su fost prelucrate în WFD-Explorer. Pe interfața programului se poate vizualiza starea sistemelor hidrologice înainte de implementarea unei măsuri și starea atinsă după implementarea unei măsuri sau a unui set de măsuri. Harta prezentă mai jos (fig. 5.15.) este cu caracter de exemplu arătând starea actuală în cele patru zone pilot pentru sub-elementul macrofaună pentru toate cele 4 zone studiate în conformitate cu legenda (roșu-stare proastă, portocaliu-nesatisfăcătoare, galben-mediocră, verde-bună, albastru-foarte bună).

The screenshot displays the WFD-Explorer software interface. It features several key components:

- Case:** A dropdown menu for selecting a specific case.
- Package of measures:** A dropdown menu for selecting a package of measures, currently set to 'Tmes pilot workshop januar'.
- Catchment wide interventions:** A table listing various interventions and their associated costs and scores.

Intervention	Cost	Score
WWTP efficiency increase	50	52/76
Reduce agricultural emissions	25	0
Decrease pesticides	50	0
Allow fish to pass structures	75	0
Costs fish ladder	25	0
Costs fish bypass	50	0
	75	0
	100	0
- Interventions for TIBIS - cf. Tapia-ovocare GC Lugej:** A table listing specific interventions for the TIBIS case and their associated costs and scores.

Intervention	Cost	Score
WWTP efficiency Lugej	50	16/43
More water to Tisa	25	0
Costs fish ladder	50	0
Costs fish bypass	50	0
	100	47,143
	100	40,071
- Map of Banat pilot areas:** A map showing the spatial distribution of water quality classes for the sub-element macrofauna. The legend indicates five classes: bad (red), unsatisfactory (orange), mediocre (yellow), good (green), and excellent (blue). The map also shows rivers, lakes, and villages.
- Status overview (TIBIS - cf. Tapia-ovocare GC Lugej):** A summary panel showing the status of various indicators and costs.

Indicator	Value
Score measures selected velocity	Unknown
Fishes	Unknown
Macrophytes	Unknown
Macrofauna	Unknown
Phytoplankton	Unknown
Costs	
Yearly costs velocity	Unknown
Total yearly costs	Unknown
One-time costs velocity	Unknown
Total one-time costs	Unknown

Figura 5.15. Interfața Programului WFD-Explorer pentru selectarea măsurilor sau combinațiilor de măsuri

În bara din dreapta jos sunt reprezentate clasa ecologică de calitate pentru corpul de apă selectat pentru analiză, iar mai jos, costurile anuale de întreținere și exploatare și costurile de investiție ale măsurii/măsurilor selectate.

Căsuța din stânga-sus cuprinde măsurile generale pentru bazinul hidrografic, iar căsuța din stânga-jos cuprinde măsurile specifice disponibile pentru corpul de apă selectat. Măsurile activate (prin selectare) vor fi ilustrate cu culoarea

verde, celelalte rămânând pe fond alb. Alte măsuri vor fi excluse din oficiu (programul le va selecta automat cu culoarea roz) deoarece ele nu pot fi implementate concomitent cu măsurile selectate pentru că se exclud reciproc.

Informațiile introduse până în prezent pentru corpurile de apă luate în calcul (30) și măsurile incluse (100) pot oferi prin utilizarea Programului WFD Explorer un răspuns suficient de rapid și eficient pentru a fi utilizat în munca gospodariilor de apă în procesul de elaborare a programului de măsuri pentru reabilitarea corpurilor de apă puternic modificate și totodată informațiile sunt suficient de clare și explicite pentru a putea fi prezentate într-o întâlnire interactivă cu stakeholderii. Cea mai bună soluție pentru a evalua areale mari cu ajutorul WFD Explorer este aceea de a împărți aria de studiu în mai multe secțiuni și combinarea acestor secțiuni într-o aplicație mai largă. În acest fel se pot utiliza secțiunile pentru sesiuni interactive și efectuate diferite combinații pentru calcule totale pe bazin hidrografic, incluzând efectele din aval și hărțile întregii arii analizate.

Regulile actuale de cunoaștere ecologică a tipurilor de corpurile de apă din cadrul zonelor selectate au fost implementate pentru elementele de calitate ecologică pești și macrofaună. Pentru utilizarea viitoare regulile de cunoaștere ar trebui extinse prin adăugarea de reguli pentru macrofite și macrofauna din arealele muntoase, lucru ce va duce la îmbunătățirea utilizării programului WFD-Explorer.

Analiza costurilor măsurilor în cadrul programului WFD-Explorer

În calculul costurilor măsurilor pentru corpurile de apă selectate au fost aplicate următoarele rate unitare :

- rata de schimb: 1 EUR = 3,5 RON;
- teren agricol: 3.500 RON/ha;
- excavarea solului: 5 RON/m³;
- construcții de beton: 5.000 RON/m³;
- demolarea construcțiilor de beton (lucrări mici): 2.500 RON/m³;
- demolarea construcțiilor de beton (lucrări mari): 2.000 RON/m³;
- cost de construcție a scării de pești: investiții de 20.000 RON/m diferența de înălțime;
- cost de investiție a bypass-urilor de pești (canale laterale): 17.000 RON/m înălțime;
- cost de achiziție a terenului pentru bypass-urile de pești: 300 m² /m diferența de înălțime;
- costurile anuale de pompare: 52.359 RON per m³/s debit mediu anual ori număr de pompe;
- costurile anuale de întreținere ale malurilor de râu obținute adițional: sunt considerate ca 10% din costurile de investiție (pentru meandrare Timiș, Bârzava și refacere mal natural Sebeș, doar acolo unde este cazul).

Pe baza ratelor unitare au fost calculate costurile investițiilor, funcționării, exploatării și achiziționării terenurilor pentru măsurile individuale bazate pe dimensiunile actuale ale corpurilor de apă de interes. Procedurile de calcul care au fost urmate sunt descrise mai jos.

Secțiunile transversale naturale

Se presupune că secțiunea actuală ar avea maluri cu pantă 1:1 pe ambele părți. O secțiune „naturală” va avea un mal cu pantă 1:1 și celălalt cu pantă 1:6.

Costurile vor fi calculate după următoarele formule:

Terenul necesar [ha] = lărgime în plus a râului [m] * lungimea corpului de apă [m] * rata aplicării / 10.000

Costurile investițiilor [1.000 EUR] = modificarea secțiunii transversale [m²] * lungimea corpului de apă afectat [m] * costul de excavare a solului [RON/m³] * rata de aplicare / rata de schimb / 1.000

Costuri anuale [1.000 EUR]: costurile adiționale sunt presupuse a fi nule dacă lungimea râului rămâne aceeași.

Costurile anuale pentru Sebeș (Slatina) [1.000]: 1% din costurile de demolare pe o parte a canalului de beton (300 m) vor reprezenta costurile pentru întreținerea noului mal natural.

Lățirea patului de albie și realizarea patului de albie în 2 faze (cvasinatural)

Terenul necesar [ha] = lărgimea actuală a râului [m] * rata creșterii în lățime * lungimea corpului de apă afectat de lucrări (m) / 10.000

Costurile de investiție [1.000 EUR] = diferența dintre secțiunile noi și vechi [m²] * lungimea corpului de apă [m] * costul de excavare a solului pe unitate de măsură [RON/m³] * rata de aplicare / rata schimbului / 1.000

Costurile anuale [1.000 EUR] = costurile anuale sunt presupuse a fi nule dacă lungimea râului rămâne neschimbată.

Adâncirea patului albiei

Costurile de investiție [1.000 EUR] = schimbări în secțiunile transversale [m²] * lungimea corpului de apă afectată [m] * costul de excavare pe unitate de sol [RON/m³] / rata schimbului / 1.000

Restaurarea meadrării

Lungimea văii râului [m] = lungimea actuală a patului de albie [m] / sinuozitatea actuală

Lungimea propusă a patului albiei [m] = lungimea văii râului [m] * sinuozitatea propusă

Terenul necesar [ha] = lărgimea râului [m] * lungimea adițională a patului albiei [m] * rata aplicării / 10.000

Costurile de investiții [1.000 EUR] = sectorul de râu propus [m²] * lungimea adițională a patului râului [m] * rata excavării unității de sol [RON/m³] * rata de aplicare / rata schimbului / 1.000

Costul anual [1.000 EUR]: costurile suplimentare s-au presupus a fi nule în WFD-Explorer (aceasta este probabil o subestimare, după cum lungimea râurilor crește datorită acestei măsuri, și prin urmare costul de exploatare al malurilor râurilor. Se poate însă calcula separat, în funcție de noua suprafață ce va beneficia de servicii de întreținere a administratorului).

Reconectarea râurilor

Această activitate constă în realizarea unei deschideri în dig și realizarea unei structuri simple din beton (ex: Iarcoș).

Investiții [1.000 EUR] = secțiunea transversală a digului (presupusă a fi 16,5 m²) [m²] * lărgimea râului * costurile de excavare a solului [RON/m³] * rata schimbului / 1.000 + costul betonului pentru praguri (estimat la 30 m³) * costurile unitare de construcție a structurii de beton [RON/m³] / rata schimbului / 1.000.

Costurile anuale pentru Iarcoș, unde pompatul este necesar [1.000 EUR] = 52.359 * număr de pompe (se presupune că o pompă ar fi suficientă) * debit mediu anual (calculat la 1,93 [m³/s]) / rata schimbului / 1.000

Costurile necesare pentru alte râuri: costurile anuale adiționale sunt presupuse a fi nule, descărcările făcându-se gravitațional.

Scările de pești

Scările de pești sunt structuri de beton în baraje și praguri. Acestea nu necesită achiziția de teren iar costurile de întreținere sunt mici.

Investiții: [1.000 EUR] = înălțimea scării² [m] * costul unitar al construcției scării de pești [RON/m înălțime] / rata schimbului / 1.000

Costuri anuale [1.000 EUR] = 0,02 * investiții [1.000 EUR]

Bypass-urile (canalele laterale) pentru pești

Bypass-urile pentru pești constau într-un canal de trecere în jurul barajelor sau a pragurilor, canal realizat cu mai multe praguri mai mici, care pot fi trecute de pești. Aceste canale necesită teren și mai multă întreținere decât scările pentru pești, însă sunt mult mai eficiente ecologic.

Investiții [1.000 EUR] = înălțimea la care să fie construite trecerile de pești [RON/m înălțime] / rata schimbului / 1.000

Terenul necesar [ha] = înălțimea la care să fie construită [m] * rata unitară a terenului necesar de achiziționat [m²] / 10.000

Costurile anuale [1.000 EUR] = 0,05 * investiții [1.000 EUR]

Demolarea de baraje și de praguri

Investiții [1.000 EUR] = volumul betonului ce urmează a fi demolat³[m³] * costurile unitare de demolare a construcției de beton [RON/m³] / rata schimbului / 1.000 + volumul solului ce urmează a fi îndepărtat⁴[m³] * costurile unitare de excavare a solului / rata schimbului / 1.000

Îmbunătățirea stațiilor de epurare a apelor uzate

Adăugarea treptei terțiare pentru orașele mari⁵: investiții [1.000 EUR] = populația * 1395,35 * populația^{-0,2318} / 1.000

Pentru orașele mai mici⁶: investiția [1.000 EUR] = populația * 1813,5 * populația^{-0,2318} / 1.000

Pentru adăugarea treptei terțiare nu este necesar teren adițional. Costurile de întreținere și exploatare sunt calculate în WFD-Explorer după următoarea formulă:

Costurile anuale de funcționare și exploatare [1.000 EUR] = 0,15 * costurile de investiții [1.000 EUR]

Costurile rezultate pentru aplicarea de măsuri individuale în cele 4 situri pilot au fost introduse în programul WFD-Explorer, iar rezultatele au fost prioritizate funcție de regulile expuse în subcapitolul 4.3.2.

² Topolovăț 3,5 m, Coștei 8,25 m, Sebeș 1,5 m

³ Gura Golumbului: 3.000 m³

⁴ Gura Golumbului: 25.000 m³

⁵ Lugoj cu 45.655 locuitori

⁶ Deta cu 2.044 locuitori, Resita cu 70.530 locuitori, Bocsa cu 36.720 locuitori și Steierdorf (parte componentă a orașului Anina, prin care trece râul Șteier, tribut ar al Minișului) cu aproximativ 3.000 locuitori

Prioritizarea măsurilor pe baza analizei cost – eficiență / Propunere de programe de măsuri

Pentru ierarhizarea și prioritizarea măsurilor funcție de efectul și de costurile lor a fost utilizat programul WFD-Explorer. Rezultatele acestei activități sunt pachete de măsuri cu eficiență ecologică și economică pentru fiecare arie pilot în parte. Seturile de măsuri sunt de fapt combinații de măsuri care au fost realizate în scopul atingerii obiectivelor stabilite pentru fiecare zonă în parte, funcție de analiza efectuată anterior.

Odată finalizate analizele descrise în etapele de lucru anterioare, se poate trece la prioritizarea măsurilor în funcție de eficiența ecologică și economică și bineînțeles se pot formula combinații care la rândul lor pot fi prioritizate. Instrumentul folosit pentru prioritizarea măsurilor și a combinațiilor de măsuri este programul WFD-Explorer. Tabelul 5.33. prezintă scorurile obținute de fiecare măsură luată în calcul în elaborarea propunerii de măsuri.

Rezultatele cotate de la „-” (fără efect) la „+” (eficient) și „++”(foarte eficient) sunt obținute prin rularea programului WFD-Explorer, dar și pe baza dezvoltării unor judecăți personale bazate pe cunoașterea terenului în cele 4 arii pilot.

Tabelul 5.33. Prioritizarea măsurilor pe baza scorurilor de la „-” la „++”

Măsuri specifice	Timiș-Bega	Bârzava	Sebeș	Miniș
Utilizarea controlului scurgerii, în special pentru reglementarea nivelurilor apei și evitarea înfloririi algale	neaplicabil	neaplicabil	-	-
Controlul captărilor pentru a menține debitul ecologic	neaplicabil	neaplicabil	++ (pt. captări sec.)	+ (pt. Bigăr)
Controlul descărcărilor pentru a menține debitul ecologic	neaplicabil	neaplicabil	++ (optimizat)	+ (alternativă la deschiderea barajului)
Modificarea poziției zonelor de captări/prelevări	-	neaplicabil	++ pt. captări sec.	++ pt. păstrăvării
Izolarea hidrologică	-	neaplicabil	+ aplicabil dar nefezabil	neaplicabil
Îndepărtarea barajelor/deschiderea porților/stavilelor	-	--	-	++
Măsuri hidromorfologice în cadrul albiei	++	++	++	neaplicabil
Lărgirea canalelor	-	-	neaplicabil	neaplicabil
Adâncirea canalelor	-	-	-	neaplicabil
Reducerea adâncimii apei	-	-	-	neaplicabil
Regenerarea pârâurilor și râurilor	++	++ (pasivă)	++ (zona amonte)	++ (izvorul Bigăr)
Conectarea vechilor meandre la râu	++ (inclusiv Timiș Mort)	neaplicabil	neaplicabil	neaplicabil
Construire de maluri naturale	++	+	++	neaplicabil

Construire de canale paralele	++ Timiș (+ reactiv. TimișMort)	neaplicabil	++ (alternativă la maluri nat.)	neaplicabil
Controlul compensării scurgerii	++	++ (pt. diluție)	++	neaplicabil
Reducerea turbidității	-	-	++ (reduc. eroziunii)	neaplicabil
Dragarea	-	-	neaplicabil	+ în acumulare
Îndepărtarea sedimentelor poluate	-	+	neaplicabil	neaplicabil
Oferirea de mai mult spațiu dezvoltării râului; achiziționarea terenului în zonele necesare dezvoltării	++ Timiș ++ Bega (f. scump)	++ (problematic financiar)	++	neaplicabil
Decopertarea suprafețelor dure pentru a îmbunătăți infiltrația; împădurirea, plantarea, terasarea; creșterea posibilităților de retenție locală; zone de retenție mai largi amonte de localități (poldere, bazine de control a scurgerii)	++	++	-	neaplicabil
Proiectarea sau reproiectarea ariilor de retenție a apelor mari ca albie majore naturale/ zone umede	++	++	neaplicabil	neaplicabil
Lucrări pentru remodelarea patului albiei și a scurgerii, pentru reducerea eroziunii și a sedimentării.	++ Timiș + Bega	+	++	++
Modificarea/înlăturarea structurilor orizontale pentru a permite migrarea speciilor dar cu atenție asupra lățirii albiei și evitării eroziunii	++	neaplicabil (nu există sp. migratorii)	+ (modificări)	++ (deschiderea porților)
Înlocuirea barărilor solide cu măsuri bioingineresti; plantări; îngrădiri între zonele tampon și ferme pt. ținerea la distanță a vitelor	++	++	++	neaplicabil
Achiziția de terenuri/zone tampon; transferarea zonelor tampon în proprietate publică; planuri de întreținere a acestor zone cu atenție asupra evitării conflictelor; întreținere extensivă a malurilor	++ întreținere ++ z. tampon	++ (întreținere + zone tampon)	neaplicabil	neaplicabil (nu sunt probl. de pol. difuză)
Desemnarea zonelor protejate; programe pentru protejarea speciilor acvatice; măsuri de management al habitatelor	+	++	neaplicabil	+ (există)
Adaptarea metodei de cosire a vegetației de pe maluri	++	++	neaplicabil	neaplicabil
Plantare de copaci pe maluri (managementul termic)	++ (controlul	neaplicabil fără lățirea	neaplicabil	neaplicabil

	vegetației actuale)	albiei majore		
Îmbunătățirea coridoarelor ecologice la intersecțiile cu drumurile	-	-	-	neaplicabil
Construirea de coridoare pentru pești ocolind barajele	+	neaplicabil	+	++ (alternativă)
Adaptarea funcționării stațiilor de pompare pt. a favoriza migrația peștilor	-	-	-	-
Biomanipulare (ex. reducerea stocului de pești)	-	-	-	-
Gospodărirea stocului de pești	-	-	+ (pt. lipan)	-
Construirea de arii de reproducere a peștilor	++ în poldere	++ în poldere	+	neaplicabil
Construirea de zone adânci pentru protecția peștilor în perioada de iarnă	-	neaplicabil	-	neaplicabil
Limitarea activităților de recreere	-	-	-	-
Limitarea activităților de navigație	-	-	-	-
Taxe/tarife pentru prelevări/folosințe de apă	++ (există)	++ (există)	++ (există)	++ (există)
Schimbul și diseminarea informațiilor cu privire la managementul ecologic al corpurilor de apă	++	++ (foarte important)	++	++
Aplicarea de măsuri de bază (stații de epurare)	++ (în plan)	++ (în plan)	-	+
Managementul deșeurilor solide	++	++	++	++

Prioritizarea s-a efectuat pentru fiecare arie pilot în parte. Seturile de măsuri rezultate și costurile lor aproximative sunt prezentate mai jos.

Interconexiunea Timiș-Bega

Concentrația nutrienților pe râul Timiș este mare (2 – 4 mg N/l, 0.2 mg P/l), mai ales în partea din aval. Pentru Timișul Mort (15 mg N/l, 1,4 mg P/l) și râul Iarcoș (6,4 mg N/l, 1,2 mg P/l) concentrațiile modelate în WFD-Explorer sunt și mai crescute, ca rezultat al deconectării de la râul principal. Acestea primesc mai multă apă pentru diluarea acestor încărcări, doar în perioadele de ape mari. Calitatea ecologică a macrofaunei este bună pe Timiș, excepții fiind Timișului Mort și Iarcoșul. Calitatea ecologică pentru pești nu este însă mulțumitoare, fiind clasificată „slab” spre „proastă”.

Pentru această zonă, după analizarea fiecărei măsuri în parte, au fost selectate ca prioritare următoarele măsuri:

- creșterea eficienței stației de epurare a municipiului Lugoj de la 40% la 90%;
- reducerea emisiilor difuze din agricultură cu 50%;
- mai multă apă pe Timiș la Coștei de la 20% la 25% (și 75% pe Bega);
- reconectarea Timișului Mort la Timiș și redistribuirea apei în mod egal pe Timiș în aval și pe Timișul Mort;

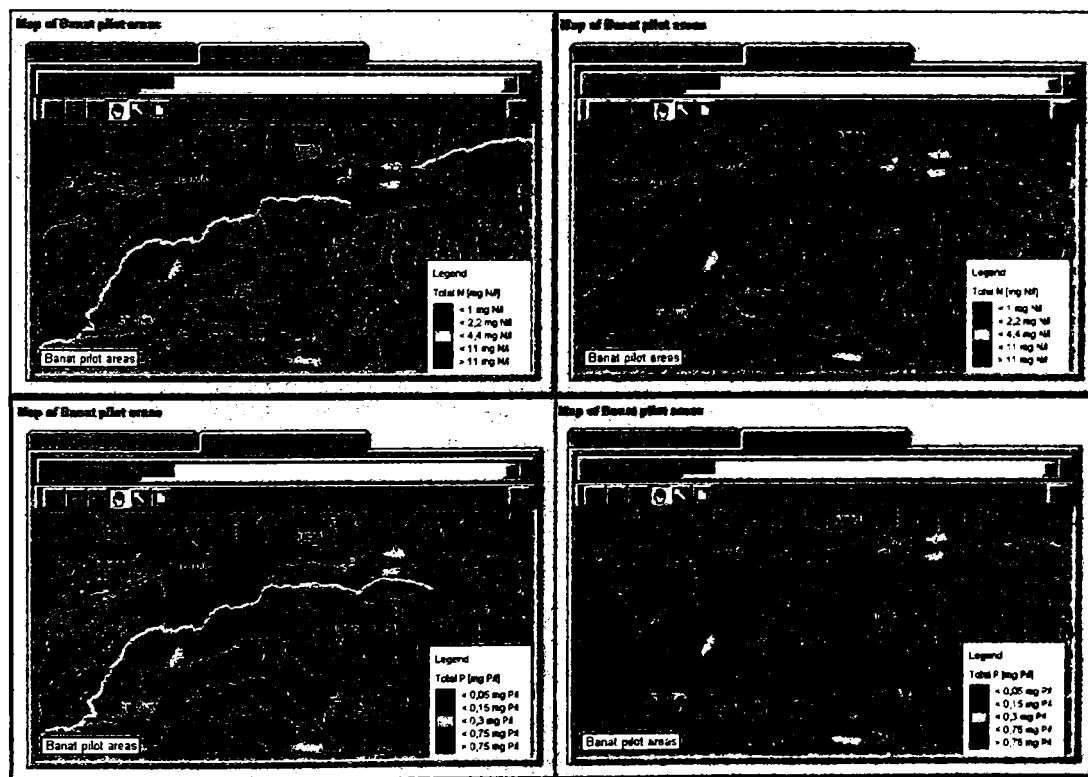
- reconectarea râului Iarcoș și descărcarea debitului în mod egal pe Timiș și pe Iarcoș.

Costurile anuale pentru aceste măsuri sunt de 3.033 k€ și investiții de 18.630 k€. Costurile cele mai importante sunt legate de stația de tratare a apei de la Lugoj.

Pentru Interconexiunea Timiș-Bega sunt și alte măsuri disponibile în cadrul WFD-Explorer care pot fi luate în considerare. De exemplu, pentru o mai bună calitate ecologică a ihtiofaunei, mai trebuie implementate și alte măsuri pentru a atinge starea ecologică bună. Dacă alte măsuri nu ajută la îmbunătățirea stării ecologice pentru pești, obiectivele ecologice trebuie revizuite.

Realizarea unei secțiuni transversale naturale sau renaturarea meandrării de-a lungul corpurilor de apă de pe râul Timiș ar crește calitatea ecologică pentru pești (dar nu suficient pentru toate corpurile de apă din această interconexiune). În combinație cu distribuirea de mai multă apă pe Timiș (50%), calitatea ecologică pentru pești se va îmbunătăți suficient pe râul Timiș. Calitatea ecologică a râului Iarcoș ar descrește atunci. În cazul selectării acestei măsuri este bine să se ia în considerare impactul altor funcții și eficiența costurilor.

Figura de mai jos arată situația prezentă (în stânga) și efectele implementării programului de măsuri propus (în dreapta) pentru fiecare element de calitate luat în calcul în programul WFD-Explorer.



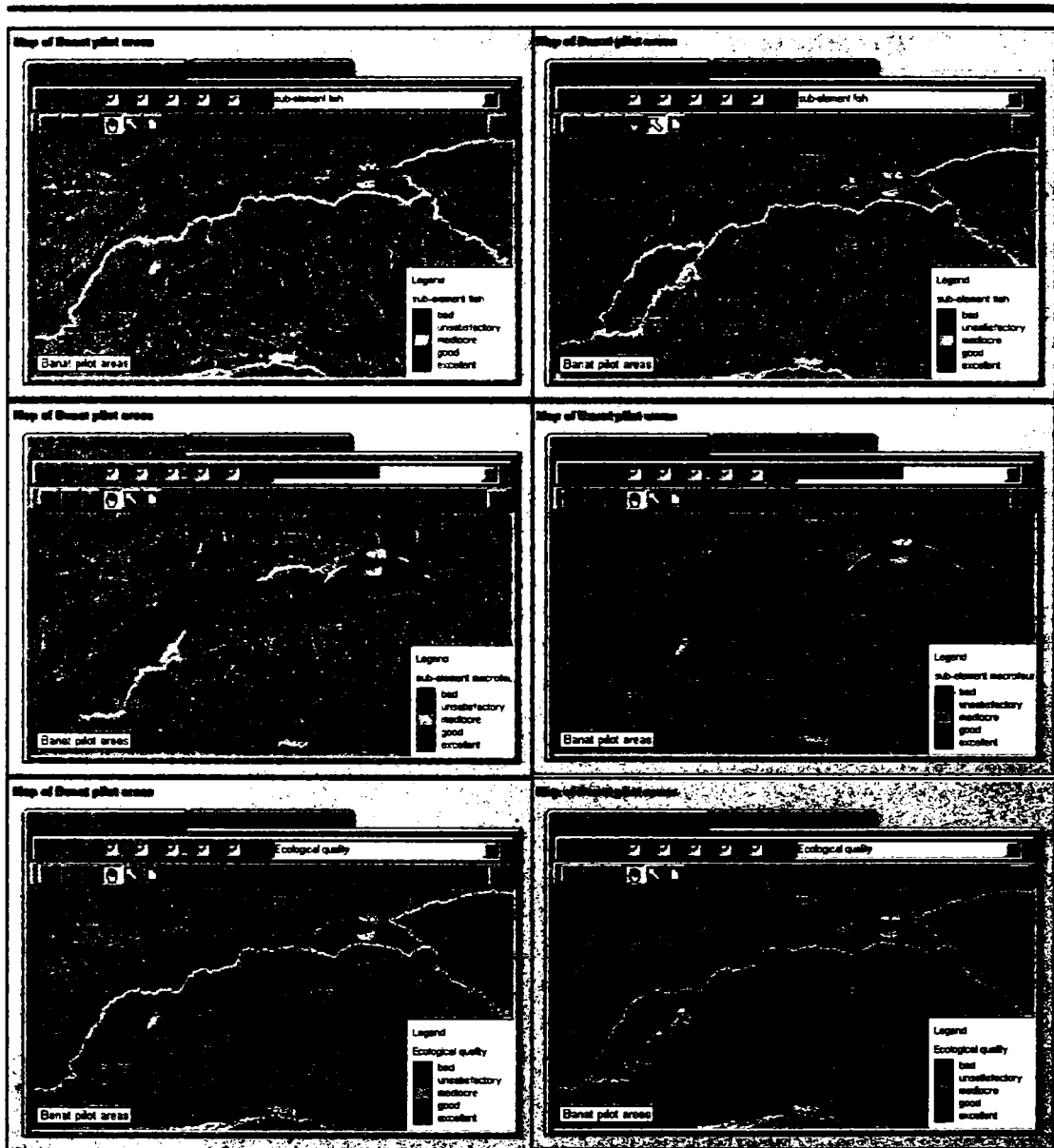


Figura 5.16. Efectele măsurilor aplicate pentru Interconexiunea Timiș-Bega (de sus în jos) concentrația N, P, pești, a macrofaună și calitatea ecologică generală. Stânga: înainte de aplicarea măsurilor Dreapta: simularea efectelor măsurilor

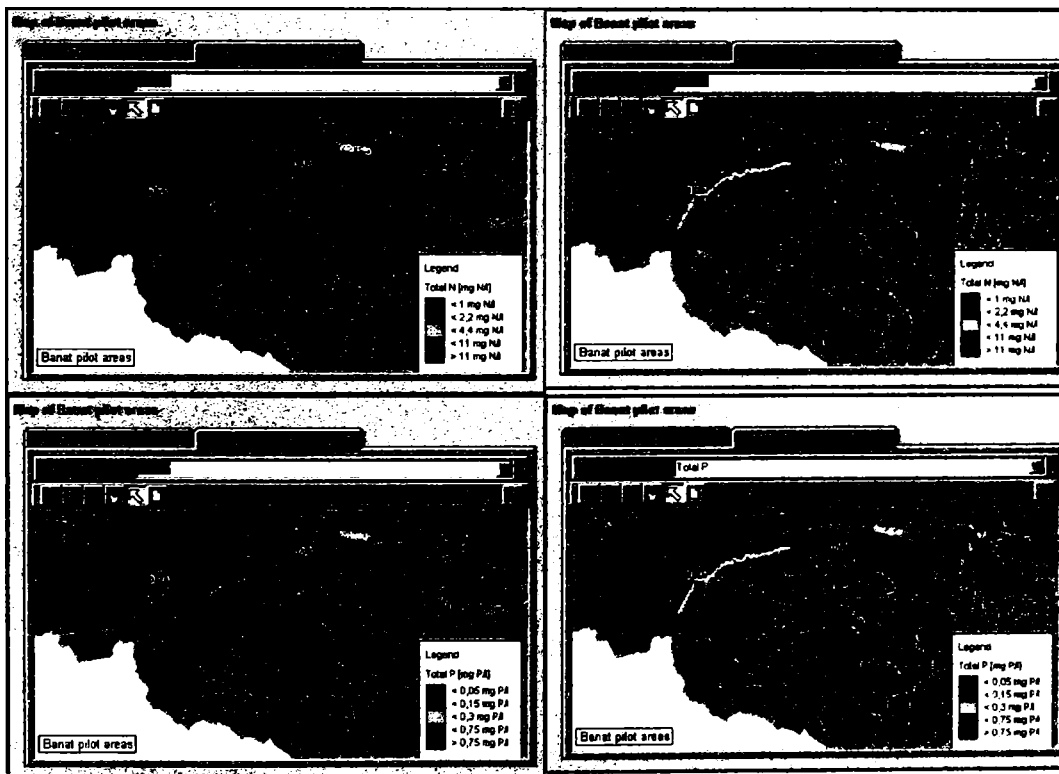
Îndiguirile de pe Bârzava

Pe corpurile de apă pilot de pe Bârzava concentrația nitraților și fosfaților este foarte mare (6 până la 10 mg N/l și 0,4 până la 0,7 mg P/l) în special în zona orașului Deta, ce descarcă apele uzate în râul Birdanca. Amonte de aria pilot sunt prezente mai multe puncte de descărcare, incluzând aici și fermele de pui de la Avia Agrobanat, apele uzate de la orașele Reșița și Bocșa și alte câteva surse punctiforme de poluare mai mici. De asemenea, emisiile difuze din agricultură degradează

calitatea apelor. Calitatea ecologică pentru macrofaună este destul de bună. Pentru pești calitatea este în cadrul claselor medii.

Pentru atingerea potențialului ecologic bun, pe Bârzava au fost prioritizate următoarele măsuri:

- creșterea eficienței stației de epurare a municipiului Reșița până la 90%,
- implementarea stației de epurare la Deta cu un coeficient de eficiență de 90%,
- reducerea încărcărilor de la Avia Agrobanat la 75%,
- stoparea poluării punctiforme amonte pe râul Bârzava (în Reșița și Bocșa), incluzând aici UCMR Reșița, CS Reșița și SC. Collini S.R.L. Bocșa, până la 75%;
- reducerea emisiilor difuze din agricultură cu 75%;
- realocarea de debite pe pârâul Birdanca, pentru a dilua efluenții proveniți de la Deta, prin descărcarea a 60% din apă din corpul de apă V-2-112 în râul Birdanca V-2-129 și 40% din debit în secțiunea V-2-111b (aval Bârzava);
- restaurarea meandrării pe Bârzava amonte (corpul de apă V-2-11a) cu o mare intensitate pentru mai mult de 50% din corpul de apă.



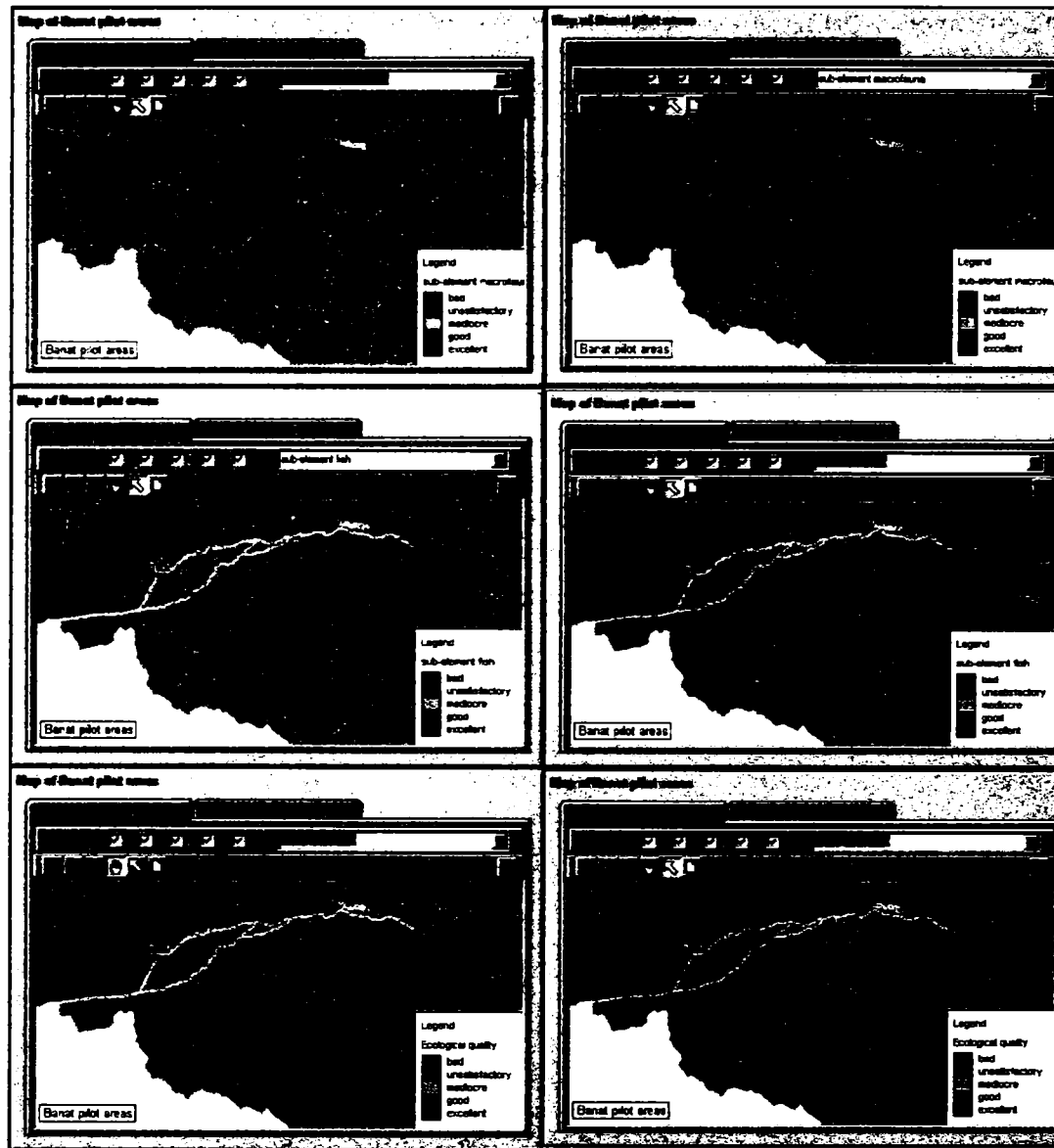


Figura 5.17. Efectele măsurilor pentru corpul de apă pilot Bârzava (de sus până jos) concentrația de N, P, pești, macrofaună și calitatea ecologică generală. Stânga: înainte de aplicarea măsurilor Dreapta: simularea efectelor măsurilor

Costurile programelor de măsuri selectate pentru Bârzava sunt de 10.572 k€/an și 70.638,98 k€ pentru investiții. Din nou realizarea stațiilor de tratare a apelor uzate reprezintă cea mai importantă parte a costurilor. Costurile nu includ poluarea difuză din agricultură, poluarea de la Agrobanat și din alte surse punctiforme, deoarece în momentul de față aceste costuri sunt dificil de estimat.

Pentru Bârzava setul de măsuri cuprins în programul de măsuri mai sus prezentat ar putea fi lărgit cuprinzând și alte măsuri.

Măsurile referitoare la restaurarea meandrării de-a lungul sectorului aval Bârzava (V-2-111b) ar aduce îmbunătățirea calității ecologice pentru macrofaună, până la „foarte bine” chiar.

Pentru râul Birdanca și partea de aval a râului Bârzava, obiectivul ecologic pentru elementele de calitate biologică a peștilor nu este atins. În acest caz, la fel ca și pentru râul Timiș, trebuie fie identificate alte măsuri, evaluate pe baza efectelor lor și incluse în WFD-Explorer, fie trebuie reconsiderate obiectivele ecologice. Cea de-a doua variantă include cercetarea viitoare pentru indicatorii peștilor pe corpurile de apă tipul RO11a și RO13a. Pentru aceste tipuri de corpuri de apă sunt utilizați ca și indicatori mreana (*Barbus barbus*) și cleanul (*Leuciscus cephalus*). Cerințele de habitat definite pentru mreană nu corespund cu calitatea ecologică slabă a acestor corpuri de apă. Acești pești necesită ape curgătoare adânci și cu viteze mari. În regulile de cunoaștere a funcțiilor ecologice aplicate de WFD-Explorer, sunt determinate condițiile de mediu necesare acestor specii: adâncime a apei de la 1 la 4 m și viteză a scurgerii de la 0,2 la 1 m/s (reguli descrise în capitolul 4 referitor la funcționarea WFD-Explorer). Aceste condiții nu pot fi create prin implementarea măsurilor selectate.

Situația nutrienților pe Birdanca ar putea fi îmbunătățită pe viitor prin o reducere a emisiilor din agricultură cu 25% la nivel de bazin.

Sistemul Sebeș

Cele mai multe dintre obiectivele ecologice și chimice sunt deja atinse în această arie pilot. Aici aproape nu există poluare difuză sau punctiformă, exceptând punctele locale de descărcare, care nu sunt luate în considerare în cadrul WFD-Explorer. Distribuția prezentă a apei din zona amonte reduce calitatea ecologică pentru pești în corpul de apă V-2-30 (Sebeșel) și V-2-32 (Borlovița). Pentru corpul pilot Sebeș analizând efectele tuturor măsurilor listate și costurile aferente, au fost selectate ca prioritate următoarele măsuri ce pot alcătui o propunere fezabilă de program de măsuri pentru reabilitarea sistemului Sebeș:

- realizarea de canale laterale pentru oferirea de căi de migrație peștilor (în zonele structurilor)
- realizarea unei secțiuni transversale naturală în zona canalului de beton paralel cu acumularea tampon Zervești.

Costul acestui program este destul de mare pentru a motiva îmbunătățirea calității ecologice obținută pentru corpurile de apă studiate, evaluată în limite nesemnificative.

Valea Minișului

În situația prezentă, zona pilot a Văii Minișului nu are probleme reale legate de calitatea apei, dar având în vedere că la Șteierdorf nu există stație de tratare a apei, calitatea apei poate fi îmbunătățită prin realizarea epurării apelor uzate ce până în prezent erau descărcate direct în Șteier.

Pe râul Miniș există un baraj și o serie de praguri, care obstrucționează migrația peștilor (a păstrăvului). Barajul nu are o folosință prezentă și deși conține o scară de pești, aceasta nu este funcțională.

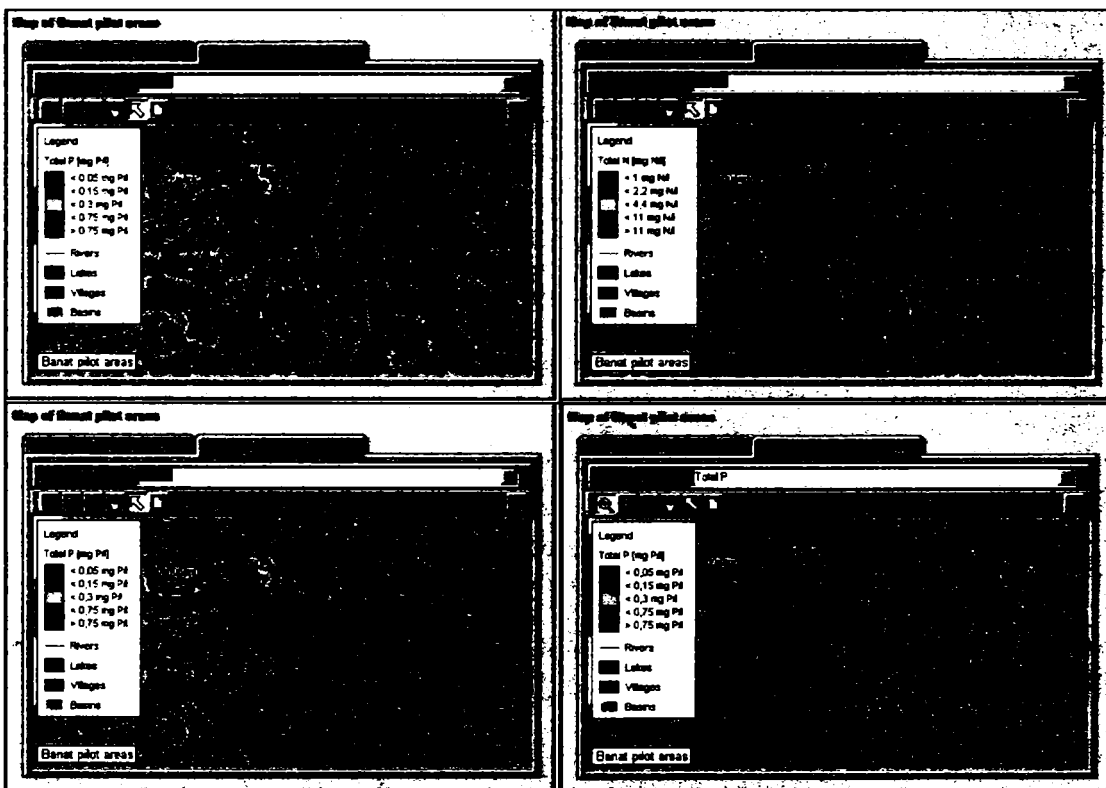
Considerând aceste alterări ca punct de plecare, pentru Miniș au fost selectate următoarele măsuri:

- construirea unei stații de epurare la Șteierdorf cu un coeficient de eficiență de 90%;

- deschiderea barajului;
- îndepărtarea pragurilor.

Prin implementarea acestor măsuri, modelarea în WFD-Explorer arată scăderea concentrației de N și P din râul Șteier de la 1,63 mg N/l și 0,23 mg P/l, la 0,55 mg N/l și 0,08 mg P/l. Construirea unei stații de epurare a apelor uzate la Șteierdorf, cu un coeficient de eficiență de 50% va descrește concentrația nutrienților, însă nu suficient pentru a vedea modificări semnificative. De aceea, se propune construirea unei stații de epurare cu eficiență de 90%. Calitatea ecologică pentru pești crește prin implementarea acestui program de măsuri de la 0,75 la 0,9 în râul Miniș, însă trebuie ținut cont de faptul că râul Miniș are un debit prea mic pe perioada verii pentru a putea atinge o stare ecologică bună pentru pești.

Costul total al investițiilor pentru acest program de măsuri este de 901,15 k€ (EUR 901.150), costul anual fiind de 127,60 k€ (EUR 127.600) pentru costurile operaționale ale stației de epurare.



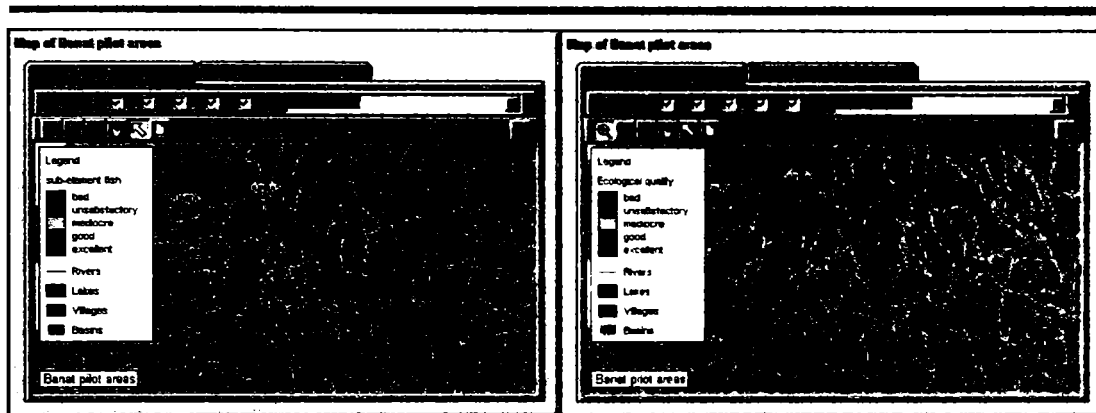


Figura 5.18. Efectele măsurilor aplicate pe valea Minișului pentru N (sus), P (mijloc) și pești (jos).

Stânga: înainte de aplicarea măsurilor Dreapta: simularea efectelor măsurilor

Pachetele de măsuri descrise mai sus au fost obținute prin încercări repetate, utilizând programul WFD-Explorer. Analiza cost-eficiență a putut fi posibilă datorită calibrării anterioare a modelului cu informațiile referitoare la starea actuală a corpurilor de apă (bază de date deținută de Direcția Apelor Banat și publicată în Raportul 2004 al Planului de Management Bazinal). Evaluarea eficienței ecologice s-a realizat pe baza regulilor de cunoaștere a funcțiilor ecologice prin care lucrează programul, iar costurile au fost calculate individual și introduse în program.

Prioritizarea măsurilor s-a făcut pe baza raportului cost-eficiență și a principiilor decrete în această lucrare.

Pe baza măsurilor selectate și analizate în acest capitol se poate crea o listă a măsurilor specifice celor 4 tipuri de alterări majore întâlnite în Banat și analizate. Această listă poate fi generalizată pentru toate situațiile similare, în care întâlnim corpuri de apă puternic modificate datorită acestor presiuni. Selectarea și prioritizarea măsurilor specifice se face însă în funcție de specificul corpului de apă, după o atentă analiză cost-eficiență.

CAP. 6. CONCLUZII. CONTRIBUȚII PERSONALE. PERSPECTIVE DE CERCETARE

Ca orice sistem natural, apa beneficiază de un mecanism de renaturare.

Dacă omul ar oferi și cea mai mică șansă sistemelor acvatice, beneficiile s-ar întoarce la el înzecit. Apa va putea să-și restabilească funcțiunile vitale și să susțină dezvoltarea ecosistemelor dependente și dezvoltarea societății umane în toate sferele ei de acțiune.

Prin urmare, omul ar fi beneficiarul final, dar și poate cel mai important al unei resurse de calitate.

Problema este că tocmai omul, în ignoranța acceleratului proces de dezvoltare socio-economică din ultimele secole, a degradat resursele de apă și prin aceasta a degradat condițiile de viață. Alterările vizibile azi au deja efecte importante asupra cantității și calității resurselor de apă, lucru care ne face conștienți că pe viitor, prin lipsa unei direcții de acțiune cu caracter reparator, rezultatele pot deveni dramatice.

Astfel au devenit de actualitate concepte precum dezvoltarea durabilă a resurselor de apă. Dezvoltate la nivel global la sfârșitul secolului trecut, principiile generale ale managementului integrat al resurselor de apă își găsesc treptat cadrul legislativ și instituțional în fiecare țară care înțelege importanța gospodăririi resurselor naturale astfel încât să ofere și generațiilor următoare un mediu de dezvoltare de calitate.

În anul 2000 a fost aprobat cel mai important document de ghidare a gospodăririi durabile a apelor și anume Directiva Cadru a Apelor. Directiva Cadru recomandă țărilor europene un cadru unic de acțiune la nivel de bazin hidrografic. Bazinul hidrografic devine astfel scara de referință în gospodărirea apelor. Politicile și programele de măsuri vor fi dezvoltate la nivel bazinal. Același obiectiv îl vizează și Directiva Europeană pentru inundații, care deși nu a fost aprobată încă, propune măsuri de apărare împotriva inundațiilor cu caracter durabil îndreptate spre reabilitarea sistemelor hidrografice.

Lucrarea prezintă își propune să răspundă la trei întrebări emblematice pentru momentul prezent: „de ce?”, „ce?” și „cum?”.

De ce?

- *pentru că apa este un element cheie pentru îmbunătățirea condițiilor de viață, reducerea mortalității și morbidității, creșterea productivității agricole, dezvoltarea economică și asigurarea integrității ecosistemelor.*
- *pentru că lipsa apei provoacă secete și boli, iar surplusul de apă provoacă inundații și pierderi economice și de vieți omenești.*
- *pentru că toate aceste lucruri țin de un prost management al resurselor de apă.*

Presiunea crescândă asupra resurselor de apă cauzată în special de activitățile antropice a dus la deteriorarea resursei și la conflicte de natură economică și socială.

Ce?

- *o nouă politică de gospodărire a apelor.*

Pe baza principiilor inițiate sub umbrela Managementului Integrat al Resurselor de Apă, la nivel european s-a dezvoltat o politică a apelor care vizează un cadru comun de acțiune cu ținte clare și anume Directiva Cadru a Apelor 60/2000/CEE. Celelalte directive europene (Directiva pentru ape uzate, Directiva pentru nitrați, Directiva pentru inundații, Directiva pentru ape subterane, Natura 2000 ș.a.) vin să completeze politica europeană a apelor.

Cum?

- prin dezvoltarea unor planuri de acțiune ce vizează reabilitarea resurselor de apă și a ecosistemelor acvatice.

Pentru a rezolva această problemă sunt necesare analize ale situației curente și ale țăintelor propuse și abia apoi listarea și selectarea de măsuri care să corespundă obiectivelor, atât din punct de vedere al cerințelor tehnice, cât și al limitărilor economice.

Scopul lucrării de față este cercetarea metodelor și mijloacelor de acțiune pentru îmbunătățirea stării apelor și propunerea unui mod de lucru care să eficientizeze procesul de dezvoltare a unor programe de măsuri de reabilitare a apelor și rezolvarea problemelor prin abordarea pe tipuri specifice de presiuni.

Prin urmare, cea mai importantă parte a prezentei lucrări se axează exact pe definirea unei linii de acțiune pentru rezolvarea problemelor de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate.

Capitolul 2 introduce termenul de „corp de apă puternic modificat” cu definiția sa de „element discret și semnificativ al apelor de suprafață”, așa cum este prevăzută în Directiva Cadru. Având în vedere că pentru o mai bună gospodărire a apelor este necesară o cunoaștere mai amănunțată a resursei, corpul de apă a fost desemnat ca scară de detaliu pentru pornirea analizelor și planificărilor bazinale.

Prin dezvoltarea unei analize a presiunii și impactului acestora asupra resurselor de apă sunt stabilite tronsoanele unde alterările antropice sunt cele mai vizibile și efectele sunt semnificative. Aceste sectoare ale unui râu poartă denumirea de corpuri de apă puternic modificate. Datorită modificărilor existente, ele nu pot ajunge la standardele de calitate recomandate de Directiva Cadru a Apelor. Directiva Cadru, care prevede atingerea stării bune a apelor până în 2015, vine totuși cu o propunere de soluționare a problemei reprezentată de corpurile de apă puternic modificate.

În cazul în care, după trecerea prin testele de desemnare a corpurilor de apă, gospodăriile de ape demonstrează că un corp de apă nu poate atinge starea bună prin metode tehnic fezabile și cu costuri acceptabile, pentru corpul respectiv de apă se vor stabili alte obiective de mediu și anume „potențialul ecologic bun”.

Potențialul ecologic bun, la fel ca și starea apelor, se poate descrie în indicatori de calitate fizico-chimică și biologică. Având în vedere că măsurile de bază prevăzute de Directiva Cadru (în conformitate cu Directiva pentru ape uzate și Directiva pentru nitrați) nu rezolvă decât o anumită parte din problemele de calitate chimică, în practică se impune și implementarea unui set de măsuri suplimentare.

Măsurile suplimentare pot fi denumite și măsuri de renaturare deoarece ele vin să îmbunătățească parametri hidromorfologici și ecologici. Capitolul 3 descrie și definește într-o manieră personală termenii folosiți de gospodăriile de ape din lume pentru conceptul de renaturare. **Definițiile și diferențele între conotațiile termenilor de mai jos sunt rezultatul înțelegerii conceptelor pe baza practicii și experienței proprii în domeniul gospodăririi apelor.**

Renaturarea este un termen ce definește restabilirea structurii și funcționalității unui ecosistem, desemnând procesul prin care un ecosistem

revine cât mai aproape de starea naturală, dinainte de instalarea unei alterări. Având în vedere că renaturarea completă a un ecosistem nu este posibilă, obiectivul devine restabilirea funcționalității, stării și dinamicii durabile, motiv pentru care renaturarea a fost considerată ca fiind sinonimă cu reabilitarea ecologică.

Reabilitarea desemnează demersul prin care se stabilesc sau restabilesc condiții ecologice cât mai aproape de unele naturale, dependent sau independent de starea inițială, astfel încât un corp de apă să fie cât mai aproape de echilibrul dinamic, iar starea atinsă să poată fi susținută durabil de corpul de apă fără intervenții antropice ulterioare.

Alte termene uzitate ar fi reecologizarea și reconstrucția ecologică.

Reconstrucția ecologică implică activități ce pot schimba capacitățile fizice, chimice și biologice ale unui ecosistem cu scopul oferirii de habitate unor specii, în special în urma conversiei utilizării terenurilor sau a resurselor de apă. Dacă în cazul renaturării sau reabilitării ecologice vorbim de un proces mult mai amplu de restaurare a unei stări durabile a resursei de apă și habitatelor, în cazul reecologizării sau reconstrucției ecologice este vorba de implementarea unui set mai limitat de măsuri pentru oferirea unor condiții mai bune speciilor existente, însă în condiții hidromorfologice care în majoritatea cazurilor nu suportă modificări, sau dacă suportă, acestea nu sunt majore.

Prin urmare, în restul lucrării s-au utilizat termenii de renaturare sau reabilitare a corpurilor de apă puternic modificate.

Ajungem astfel la miezul problemei: listarea unor măsuri pentru renaturare.

Măsurile de renaturare listate mai jos și descrise în subcapitolul 3.3. sunt rezultatul studiului literaturii de specialitate îmbogățit cu adăugiri personale. Chiar dacă toate tehnicile înșiruite sunt cunoscute în particular, ele nu au fost prezentate niciodată într-o formă oarecum asemănătoare celei din această lucrare.

Dată fiind noutatea principiului de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate și inexistența în acest moment a unor studii sintetizatoare, lista de măsuri prezentată mai jos are caracter de propunere și poate fi în continuare dezvoltată.

Tehnicile de renaturare structurale sunt:

- Repoziționarea îndiguirilor;
- Redeschiderea meandrelor;
- Refacerea cursului natural în cazul albiilor regularizare;
- Înlăturarea barărilor, construcția scârilor de pești sau a bypass-urilor;
- Crearea de zone tampon;
- Dezvoltarea zonelor umede;
- Consolidările biologice.

Tehnicile de renaturare non-structurale sunt:

- Reamenajarea cu vegetație a malurilor – managementul termic;
- Managementul pășunatului;
- Oxigenarea apelor cu tendință de eutrofizare;
- Tehnici de biomanipulare;
- Managementul descărcărilor din baraje;
- Reconsiderarea cerințelor ecologice de apă.

Motivația includerii acestor măsuri în analizele ulterioare este că ele vizează reabilitarea habitatelor acvatice și că răspund unor presiuni ce alterează calitatea habitatelor acvatice:

- condițiile hidrologice;

- structura fizică a albiei minore, albiei majore și a versanților/malurilor;
- calitatea apelor;
- structura și utilizarea zonei riverane;
- alte componente biologice.

Pentru fiecare din aceste măsuri, în particular, sau în cadrul unui grup de măsuri, în sub-capitolul 3.4. sunt prezentate procedee de abordare a renaturării bazate pe tehnologiile de planificare și proiectare a lucrărilor de renaturare.

Toate acestea iau apoi forma unui program de măsuri. În capitolul 4 sunt prezentate etapele cadru ale dezvoltării unui program de măsuri cu detalieri a analizelor necesare în procesul de selectare și prioritizare a măsurilor.

La o vedere de ansamblu se poate spune că pe baza analizei caracteristicilor corpului de apă și a analizei economice, se vor dezvolta programe de măsuri pentru atingerea obiectivului dorit, și anume „starea bună” sau „potențialul ecologic bun”.

În detaliu însă, după o bună cunoaștere a stării actuale a bazinului hidrografic și o definiție clară a obiectivelor de mediu, se va trece la selectarea măsurilor tehnic fezabile și care sunt eficiente din punct de vedere ecologic. Evaluarea eficienței unei măsuri este însă foarte dificil de realizat, deoarece nu întotdeauna ne putem raporta la un set concret de atribute de eficiență. Unele atribute pot fi exprimate în termeni numerici, altele ca raportare aproximativă la situații de referință. Ambele metode sunt cel mai adesea incluse în procesul de analiză a eficienței economice a măsurilor individuale și a programelor de măsuri.

Din acest motiv, în lucrare au fost descrise mai multe metode de obținere a rezultatelor scontate. Analizarea efectelor măsurilor poate fi rezultatul judecăților bazate pe experiența specialiștilor (prin **matrici de estimare cauză-efect-tehnici prezentate în subcapitolul 4.2.**) sau rezultatul rulării unor „programe expert” (**programul WFD-Explorer ce dezvoltă reguli de cunoaștere a corelațiilor și funcțiilor ecologice, prezentate în sub-capitolul 4.3.**).

Oricare metodă de abordare ne stă la îndemână, trebuie însă ținut cont de faptul că procesul de evaluare a eficienței este unul iterativ, odată completată baza de date, etapele analizei eficienței unei măsuri sau a unei combinații pot fi repetate, iar în cazuri excepționale, obiectivele de mediu redefinite (în cazul în care măsurile sunt dovedite ca fiind tehnic nefezabile sau cu efecte secundare dăunătoare mediului sau altor folosințe de apă și sau dacă este dovedită disproporționalitatea costurilor). Aceste judecăți pot fi făcute doar după realizarea pașilor următori ce prevăd dezvoltarea unei analize cost-eficiență, bazată pe raportul între eficiența măsurilor și costul acestora (atenție specială trebuie oferită estimării atât a costurilor directe de investiții, întreținere și exploatare, cât și a costurilor și beneficiilor indirecte).

Pentru realizarea analizei cost-eficiență, în lucrare au fost dezvoltate următoarele principii, care apoi au fost aplicate în capitolul 5:

- costul scăzut este preferat celui ridicat;
- combinații câștigătoare din mai multe puncte de vedere („win-win combinations”) ce în majoritatea cazurilor sunt mai puțin costisitoare (de exemplu: măsurile de protecția împotriva inundațiilor pot fi ușor și eficient combinate cu măsurile de renaturare ce vizează oferirea de mai mult spațiu râului, crearea de zone umede sau remeandrarea ș.a.);
- sincronizarea timp-buget poate optimiza relația cost-eficiență;
- măsurile ce pot deveni eficiente imediat după implementare sunt preferate măsurilor ce implică o durată mai lungă de timp pentru a deveni eficiente;

- măsurile cu o durată mai lungă de viață sunt preferate măsurilor cu scurtă viabilitate;
- măsurile ce au efecte adiționale pozitive (energie, peisaj, locuri de muncă, recreere și altele) sunt preferate măsurilor ce nu au astfel de efecte secundare sau celor ce au unele efecte negative.

De asemenea trebuie ținut cont de faptul că o soluție optimă de renaturare poate rezulta în cazurile în care se îmbină măsurile tehnice cu instrumentele administrative și economice.

Ultimul capitol descrie un **mod de lucru în 10 pași** propus pentru elaborarea unui program de măsuri, mod de lucru ce poate constitui o eventuală strategie de abordare a programului de măsuri pentru renaturarea corpurilor de apă puternic modificate. **Modalitatea de abordare propune o evoluție logică a activităților de natură tehnică, economică și de participare a publicului.**

Pentru motivarea variantei de abordări a programului de măsuri expusă în subcapitolul 5.1., au fost alese 4 zone pilot care să demonstreze eficiența propunerii.

Cele 4 zone pilot reprezintă câte un tip major de alterare existentă în Spațiul Hidrografic Banat, însă care pot fi reprezentative pentru toate situațiile potențiale de corpuri de apă puternic modificate:

- lucrări de barare transversală: baraje/stăvilare/praguri (Valea Minișului);
- lucrări de barare longitudinală: îndiguiri și regularizări (Bârzava);
- captări de apă (derivații) (Interconexiunea Timiș-Bega);
- hidrocentrale cu regim pulsatoriu (Sistemul Sebeș).

Pentru fiecare din cele 4 zone au fost elaborate analize asupra stării curente și obiectivele vizate, au fost selectate măsuri individuale care să rezolve problemele identificate, iar fiecare măsură și apoi combinațiile de măsuri au trecut printr-o evaluare a eficienței ecologice și apoi o analiză cost-beneficiu.

În aplicația modului de lucru propus a fost utilizat programul WFD-Explorer. Calibrarea programului a fost realizată împreună cu o echipă de experți olandezi de la institutul de consultanță Arcadis-Euroconsult și Delft-Hydraulics în cadrul programului „**Stabilirea priorităților măsurilor de renaturare a corpurilor de apă puternic modificate prin analiza cost-eficiență în vederea atingerii obiectivelor de mediu prevăzute de Directiva Cadru a Apei**” - PPA05/RM/7/4.

Utilizând programul WFD-Explorer, timpul de lucru este mult redus, iar analiza eficienței unui program de măsuri poate fi concretizată în scoruri ușor analizabile. Prin efectuarea mai multor încercări, omul este cel ce poate da ultima judecată, cea de ierarhizare a pachetelor de măsuri de renaturare, funcție de analiza cost-eficiență.

De asemenea, instrumente precum participarea publicului, pot oferi unui program de măsuri care a parcurs etapele enumerate și descrise în această lucrare, cadrul necesar implementării strategiei de renaturare.

Din analizele dezvoltate în această lucrare se poate distinge un **set de concluzii specifice** asupra procesului de renaturare:

- Directiva Cadru a Apelor oferă un cadru destul de larg al procesului de dezvoltare a programelor de măsuri pentru atingerea stării bune sau a potențialului ecologic al apelor, astfel modul de abordare în 10 pași propus poate eficientiza procesul de elaborare a programului de măsuri;
- utilizarea unor programe specifice de modelare bazate pe crearea unor reguli de cunoaștere a funcțiilor ecologice poate facilita analiza cost-

eficiență a programelor de măsuri prin reducerea timpului și personalului implicat în proces;

- se poate propune un set de măsuri specifice pentru fiecare tip de alterare în parte, care apoi să treacă prin etapele analizei cost-eficiență pentru prioritizare personalizată în funcție de condițiile locale hidrologice, hidromorfologice, economice și sociale specifice site-ului, după cum urmează:
 - pentru captări și derivații: modificarea structurilor orizontale, crearea de scări de pești sau canale laterale pentru a permite migrația peștilor în zonele stăvilarelor pentru derivații, reconsiderarea cerințelor ecologice, managementul descărcărilor de apă inter și intra-bazinale (prin optimizarea managementului debitelor tranzitate prin derivații), reabilitarea albiei și a malurilor;
 - pentru lucrări de barare longitudinală: redeschiderea meandrelor, re poziționarea îndiguirilor, rectificarea și recalibrarea albiilor regularizare, reamenajarea cu vegetație a malurilor, crearea de zone tampon și zone umede;
 - pentru lucrări de barare transversală: înlăturarea totală sau parțială a barărilor, crearea de scări de pești sau de canale laterale pentru asigurarea migrației peștilor, reconsiderarea cerințelor ecologice, crearea de zone tampon și zone umede, tehnici de biomanipulare sau managementul habitatelor-crearea de zone pentru depunerea icrelor;
 - pentru reglarea regimului pulsatoriu: reconsiderarea cerințelor ecologice și managementul descărcărilor de la hidrocentrale, tehnici de biomanipulare sau managementul habitatelor, regândirea poziționării captărilor pentru hidrocentrală;
- pentru prioritizarea măsurilor se urmează însă raționamentele de mai jos, calibrate la nivel local:
 - costul scăzut este preferat celui ridicat;
 - combinații câștigătoare din mai multe puncte de vedere („win-win combinations”) sunt alese datorită valorii adăugate la costuri acceptabile;
 - sincronizarea timp-buget poate optimiza relația cost-eficiență;
 - măsurile ce pot deveni eficiente imediat după implementare sunt preferate măsurilor ce implică o durată mai lungă de timp pentru a deveni eficiente;
 - măsurile cu o durată mai lungă de viață sunt preferate măsurilor cu scurtă viabilitate;
 - măsurile ce au efecte adiționale pozitive sunt preferate măsurilor ce nu au astfel de efecte secundare sau celor ce au unele efecte negative.
- programul WFD-Explorer este un instrument eficient și care își dovedește utilitatea în stabilirea efectelor măsurilor și prioritizarea acestora funcție de analiza cost-eficiență.

Tehnicile și tehnologiile de renaturare pot lua deci, o formă concretă și coerentă, de program de măsuri, ce odată implementat, va duce la reabilitarea resurselor de apă și a sistemelor acvatice dependente.

În sinteză, **contribuțiile personale** la tema renaturării corpurilor de apă puternic modificate sunt:

- **sintetizarea bibliografică referitoare la cadrul formal și informal al renaturării;**
- **definirea conceptelor de renaturare, reabilitare ecologică, reecologizare și reconstrucție ecologică pe baza înțelegerii proprii a diferențelor dintre acești termeni;**
- **propunerea termenului de renaturare sau reabilitare ecologică pentru dezvoltarea de acțiuni ulterioare;**
- **elaborarea unei liste a măsurilor de renaturare, structurate atât pe baza unei selecții motivate de o analiză bibliografică, cât și pe baza unor adăugiri motivate de raționamente personale;**
- **propunerea unor metode alternative pentru analiza cost-eficiență a măsurilor de renaturare (utilizarea de matrici de prioritizare bazate pe așa-numitul „expert-judgement”, sau utilizarea de „programe-expert” pentru simulări);**
- **dezvoltarea unui mod de lucru în 10 pași ce integrează abordările tehnice, ecologice, cu cele sociale și economice;**
- **utilizarea pentru prima dată în România a programului WFD-Explorer;**
- **propunerea unor soluții de renaturare pentru fiecare tip de alterare în parte.**

Perspectivele de cercetare pe tema renaturării vizează:

- **completarea listei măsurilor structurale și non-structurale de renaturare;**
- **dezvoltarea regulilor de cunoaștere a impactului măsurilor asupra sub-elementelor de calitate nevertebrate, fitoplanton și zooplanton atât pentru zonele joase cât și pentru cele înalte;**
- **inclusiunea acestor reguli în programul WFD-Explorer și calibrarea pe bazinele hidrografice analizate;**
- **dezvoltarea unor instrumente de estimare a costurilor și beneficiilor indirecte a măsurilor de renaturare;**
- **îmbunătățirea modelului WFD-Explorer prin introducerea tuturor componentelor costului total (costuri directe și indirecte) în programul WFD-Explorer;**
- **optimizarea programului WFD-Explorer astfel încât să poată propune o matrice tipizată de prioritizare a pachetelor de măsuri;**
- **armonizarea rezultatelor modelării cu informațiile asupra acceptabilității sociale și într-o etapă ulterioară cuplarea acestora în programe de calcul comune.**
- **lărgirea ariei de aplicabilitate a WFD-Explorer prin introducerea în program a unui număr și mai mare de măsuri care să aibe stabilit, în reguli clare, impactul asupra elementelor de calitate ecologică.**

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
72
73
74
75
76
77
78
79
80
81
82
83
84
85
86
87
88
89
90
91
92
93
94
95
96
97
98
99
100

BIBLIOGRAFIE

(în ordine alfabetică)

- Alaerts, G., Le Moigne, G. – 2003, „*Integrated Water Management at River Basin Level – An Institutional Development Focus an River Basin Organization*”, World Bank, Washington
- Bachfisher, R. – 1978, „*Data type and scale effects on an EIA Process*” pe www.worldscinet.com
- Bănărescu, P. – 1964, „*Fauna Republicii Populare România*”, Ed. Academiei Republicii Populare România, București
- Bica, I. – 2002, „*Protecția mediului, politici și instrumente*”, Ed. H*G*A București
- Bojin, T. – 2004, „*Contribuții la studiul și implementarea instrumentelor economice în gospodărirea apelor*”, Teză de doctorat, Universitatea Politehnica, Timișoara
- Bojin, T., Madar, M., Nagy, C., – 2005, „*Forecasts in water-relevant sectors. Models and applications of scenarios*”, la Conferința Internațională “Opening the Black Box”, 17-18 februarie, Paris
- Botnariuc, N., Vădineanu, A. – 1980, „*Ecologie*”, Editura Didactică și Pedagogică, București
- Ceseno, D., Gustafsson, J.E., – 2000, „*Water Policy – Impact of Economic Globalization on Water Resources – A source of technical, social and environmental challenges for the next decade*”, Division of Land and Water Resources, Royal Institute of Technology, Stockholm
- Chen, W.F. – 1975, „*Limit analysis and soil plasticity*”, Ed. Elsevier, New York
- Crețu, Gh. – 1976, „*Economia Apelor*”, Editura Didactică și Pedagogică, București
- Crețu, Gh. – 1980, „*Hidrologie*”, vol. I,II, Editura Universității Politehnica, Timișoara
- Cretu, Gh., Roșu, C., Bojin, T., Vlaicu, I. – 2002, „*270 years from the first waterworks in Banat Region*”, “The International Conference – PFHD Preventing & Fighting Hydrological Disasters”, 21-22 Noiembrie, Timisoara
- Drobot, R., Șerban P. – 1999, „*Aplicații în hidrologie și gospodărirea apelor*”, Editura H*G*A, București
- Dunne, T., Leopold, L.B. – 1978, „*Aquatic invertebrates as indicators of biodiversity*”, University of California Press, Berkeley
- Falkenmark, M. – 1989, „*Macro-scale water scarcity requires micro-scale approaches; aspects of vulnerability in semi-arid development*” Natural Resources Forum No 14
- Goldner, B.H. – 1984, „*Riparian restoration efforts associated with structurally modified flood control channels*”, University of California Press, Berkeley

- Giurma, I. - 2000, „Sisteme de gospodărire a apelor”, Partea I, Editura Cermi, Iași
- Hey, R.D. -.1995, „River processes and management”, Environmental science for environmental management, Ed. Longman, Essex
- Kundzewich, Z.W., 2002 - „Ecohydrology-seeking consensus on interpretation of the notion”, IAHS, Hydrological Science-Journal-Sciences Hydrologiques, vol. 47, nr. 5
- Leopold, L.B. - 1994, „A view of the river”, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts
- Lohnes, R.A., Handy, R.L. - 1968, „Slope angles in friable loess”, Journal of Geology, vol. 76, nr. 3, University of Chicago Press, Chicago
- Madar, M., Bojin, T., Nagy, C. - 2004, „The socio-economic importance of water uses - Banat Water Branch case study”, “Europe of water - Water of the europeans” Conference, 5-6 februarie, Lille
- Madar, M. - 2005, „Corpurile de apă-nou concept în gospodărirea apelor”, prezentată la conferința „Water for life”, 22 martie, Timișoara
- Madar, M. - 2005, „Conceptul actual privind identificarea și caracterizarea corpurilor de apă”, la Universitatea “Politehnica” Timișoara, Facultatea de Hidrotehnică, Workshop “Managementul integrat al apelor”, 1 iunie, Timișoara
- Madar, M., Nagy, C. - 2006, „Managementul integrat al apelor și Directiva Cadru a Apelor”, în Revista Agir, București
- Mocanu, F., - 2007, „Contribuții la modelarea ecohidrologică a unor sisteme acvatic”, Teză de doctorat, Editura Poltehnica Timișoara
- Noss, R.F. - 1991, „Wildness recovery: thinking big in restoration ecology”, Environmental Professional, vol 13, nr.3, Ed. Corvallis, Oregon
- Popa, R. - 1998, „Modelarea calității apei din râuri”, Ed. H*G*A București
- Roger, P., Bathia, R., Huber, A. - 1997, „Apa bun economiși social: cum să pui principiul în practică”, GWP-TAC, 1997
- Roșu, C. - 1999, „Gospodărirea Apelor”, Editura Orizonturi Universitare, Timișoara
- Roșu, C., Crețu, Gh. - 2001, „Basic Hydrology”, Lousanne University, VICAIRE
- Schumm, S.A., - 1960, „The slope of alluvial channels in relation to sediment type”, US Geological Survey, pe www.usgs.gov
- Serageldin, I. - 1995, „Toward Sustainable Management of Water Resources”, The World Bank
- Shiklamanov, I.A. - 1998, „World Water Resources”, IHP-UNESCO, Delft
- Shiklamanov, I.A. - 2002, „Assessment of Water Resources & Water Availability in the World”, Report prepared for the Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World, United Nation, St. Petersburg
- Stematiu, D., Ionescu, Ș. - 1999, „Siguranță și risc în construcții hidrotehnice”, Editura Didactică și Pedagogică, București
- Stănescu, V., Corbus, C., Simota, M. - 1999, „Modelarea impactului schimbărilor climatice asupra resurselor de apă”, Ed. H*G*A București
- Șerban, P. - 1995, „Modele hidrologice deterministe”, Editura H*G*A, București
- Șerban, P., Rădulescu, D. - 2002, „Instrucțiunile metodologice de desemnare a corpurilor de apă artificiale și puternic modificate”, Ghid ANAR, București
- Thomé, O.W. - 1885, „Flora von Deutschland Österreich und der Schweiz”, pe www.biolib.de

- Torkil Jønch-Clausen – 2004, *„Integrated Water Resources Management and Efficiency Plans by 2005”*, GWP, Elanders, Stockholm
- Varduca, A. – 2000, *„Protecția calității apelor”*, Ed. H*G*A București
- Williams, G.W., – 1986, *„River meanders and channel size”*, Journal of Hydrology, nr. 88, Ed. Elsevier, Cambridge, Massachusetts
- Winpenny, J.T. – 1997, *„Values for the Environment, A Guide to Economic Appraisal”*, The Majesty’s Stationary Office, London
- Zalewsky, M. – 2000, *„Ecohydrology-The scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources”*, Ecological Engineering, vol 16, Ed. Elsevier
- * * * * * – 1988, *„Report of UNEP, UNDP and World Bank - World Resources Institute”*, Oxford University Press, Oxford U.K.
- * * * * * – 1991, *Directiva pentru tratarea apelor uzate 91/271/CEE*
- * * * * * – 1991, *Directiva pentru nitrați 91/676/CEE*
- * * * * * – 1992, *„Agenda 21”*, United Nations Conference on Environment and Development
- * * * * * – 1992, *„Dublin Statement on Water and Sustainable Development”*, Dublin International Conference on Water & Environment, Dublin.
- * * * * * – 1992, *„World Development Report: Development & the Environment”*, Oxford University Press, New York.
- * * * * * – 1992, *„Improving Water Resources Management”*, World Bank, Washington D.C.
- * * * * * – 1993, *„Water Resources Management”*, World Bank, Washington D.C.
- * * * * * – 1993, *„World Resources 1992-1993”*, Oxford University Press, New York.
- * * * * * – 1994, *„Raportul Băncii Mondiale 1993”*, World Bank, Washington D.C.
- * * * * * – 1996, *Legea 107/1996*, Monitorul Oficial, București
- * * * * * – 1996, *Directiva IPPC 96/1996/CEE*, pe www.europa.eu
- * * * * * – 1997, *„Măsurile non-structurale în gospodărirea apelor”*, Ed. H*G*A, București
- * * * * * – 1997, *„Overall Progress Achieved since the United Nation Conference on Environment and Development”*, UN General Secretary Report, New York.
- * * * * * – 1998, *„Stream Corridor Restoration: principles, Processes and Practices”*, pe www.nrcs.usda.gov
- * * * * * – 1998, *„National Engineering Handbook”*, pe www.nrcs.usda.gov
- * * * * * – 2000, *„The European Water Framework Directive 2000/60/EEC”*, European Council and European Parliament, Bruxelles
- * * * * * – 2001, *„Apa pentru secolul 21. Viziune și acțiune”*, Global Water Partnership, Printed by Elanders, Stockholm
- * * * * * – 2001, *„Planul de lucru pentru realizarea Planului de Gospodărire Bazinală a Fluviului Dunărea”*, ICPDR, Viena
- * * * * * – 2002, *Hotărârea de Guvern 1212/2002*
- * * * * * – 2002, *„IWRM and water efficiency plans by 2005”*, WSSD, pe www.gwp.org
- * * * * * – 2002, *„Manual for River Restoration Techniques”*, RCC, London
- * * * * * – 2002, *„NRCS planning and Design Manual”*, pe www.nrcs.usda.gov

- * * * * * - 2002, „Normativul privind obiectivele de referință pentru clasificarea calității apelor de suprafață”, 1146/2002
- * * * * * - 2002, OUG 107/2002, Monitorul Oficial, București
- * * * * * - 2003, „Common Implementation Strategy for the WFD. Guidance Document no. 2 - Identification of water bodies”, CE, pe www.europa.eu
- * * * * * - 2003, „Common Implementation Strategy for the WFD. Guidance Document no. 3 - Analysis of Pressures and Impacts”, CE, pe www.europa.eu
- * * * * * - 2003, „Common Implementation Strategy for the WFD. Guidance Document no. 4 - Identification and designation of heavily modified water bodies and artificial water bodies”, CE, pe www.europa.eu
- * * * * * - 2003, „Common Implementation Strategy for the WFD. Guidance Document no. 10 - Rivers and lakes - Typology, reference conditions and classification system”, CE, pe www.europa.eu
- * * * * * - 2003, „Water Ecotope Classification for Integrated Water Management in the Netherlands”, Official Publication of the European Water Association (EWA), Amsterdam.
- * * * * * - 2003, „Raportul Băncii Mondiale 2002”, World Bank, Washington D.C.
- * * * * * - 2003, Legea protecției mediului 294/2003, Monitorul Oficial, București
- * * * * * - 2004, „Integrated Water Resource Management and Water Efficiency Plans by 2005” pe www.gwp.org
- * * * * * - 2004, „Catalyzing Change: A Handbook for developing integrated water resources management and water efficiency strategies” Ed Elanders, Stockholm
- * * * * * - 2004, „Basic principles for selecting the most cost-effective combinations of measures for inclusion in the Programme of Measures as described in Article 11 of Water Framework Directive”, Federal Ministry of Environment, Natural Conservation and Nuclear Safety, pe www.umweltbundesamt.de
- * * * * * - 2004, Legea Apelor 310/2004, Monitorul Oficial, București
- * * * * * - 2004, „Raportul Comisiei Europene asupra managementul riscului la inundații”, pe www.ec.europa.eu
- * * * * * - 2004, „Raportul 2004-Planul de management Bazinal, Spațiul Hidrografic Banat”, Direcția Apelor Banat, Timișoara
- * * * * * - 2005, „Common Implementation Strategy for the WFD. Guidance Document no. 13 - Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential”, CE, pe www.europa.eu
- * * * * * - 2006, Directiva pentru ape subterane 2006/118/CEE, pe www.ec.europa.eu
- * * * * * - 2007, Directiva pentru inundații, pe www.ec.europa.eu
- * * * * * - 2007, Helpbook WFD Explorer, WL Delft Hydraulics, Delft,

RESURSE INTERNET

1. <http://www.adr5vest.ro>
2. <http://www.biolib.de>
3. <http://www.bionet.schule.de>
4. <http://www.delft.nl>
5. <http://www.guv.ro>
6. <http://www.fao.org>
7. <http://www.eea.europa.eu>
8. <http://www.environmental-expert.com>
9. <http://www.en.wikipedia.org>
10. <http://www.epa.gov>
11. <http://www.espejo.unesco.org>
12. <http://www.esu.edu>
13. <http://www.fishbase.org>
14. <http://www.gwpforum.org>
15. <http://www.hydram.epfl.ch/VICAIRE>
16. <http://www.icpdr.org>
17. <http://www.nrcs.usda.gov/stream-restoration>
18. <http://www.ntis.gov>
19. <http://www.plants.usda.gov>
20. <http://www.theRCC.co.uk>
21. <http://www.rivers.gov.au>
22. <http://www.roggo.ch>
23. <http://www.sciencedirect.com/science/journal>
24. <http://www.therrc.co.uk>
25. <http://www.umweltbundesamt.de>
26. <http://www.un.org>
27. <http://www.usgs.gov/pubprod/publications>
28. <http://www.worldbank.org>
29. <http://www.worldscinet.com>
30. <http://www.wfduk.org>