



Project funded by
EUROPEAN UNION



Common borders. Common solutions.

Ghid metodologic pentru monitorizarea impactului hidroenergetic asupra ecosistemelor fluviale transfrontaliere



BSB165-HydroEcoNex

Redactori:

Elena Zubcov
Lucia Bilețchi



Project funded by
EUROPEAN UNION



Ghid metodologic pentru monitorizarea impactului hidroenergetic asupra ecosistemelor fluviale transfrontaliere

Redactori:

Elena Zubcov

Lucia Bilețchi

Chișinău, 2021

Cartea este recomandată pentru publicare de către Consiliul Științific al Institutului de Zoologie, Ministerul Educației și Cercetării, la 26 iulie 2021.

Ghidul metodologic este elaborat în cadrul proiectului BSB 165 *Crearea unui sistem de monitorizare inovativă transfrontalieră privind transformările ecosistemelor râurilor bazinului Mării Negre sub impactul construcțiilor hidroenergetice și schimărilor climatice* - HydroEcoNex (Programul Operațional Comun Bazinul Mării Negre 2014-2020, finanțat de Uniunea Europeană). Sunt utilizate, de asemenea, unele rezultate ale cercetărilor din cadrul proiectelor internaționale și naționale finalizate MIS ETC 1150 (2012-2015), AQUASYS (2015-2019), cât și a celor în curs de realizare - BSB 27 (2018-2021), AQUABIO (2020-2023).

Ghidul metodologic este adresat cercetătorilor, specialiștilor în domeniul ecologiei acvatice, hidrologiei, tineretului studios (doctoranzi, masteranzi, studenți) și tuturor celor care doresc să se familiarizeze cu aspectele teoretice și aplicate ale monitorizării impactului funcționării complexelor hidroenergetice și schimbărilor climatice asupra stării ecologice și funcționării ecosistemelor acvatice, inclusiv a proceselor care se petrec în bazinele lor hidrografice.

Proiectul BSB165-HydroEcoNex

Redactori:

Elena Zubcov, membru corespondent AȘM, profesor cercetător, doctor habilitat

Lucia Bilețchi, conferențiar cercetător, doctor în științe biologice

Design și machetare computerizată:

Natalia Dorogan

Î.S. Firma Editorial-Poligrafică „Tipografia Centrală”,

MD-2068, Chișinău, str. Florilor, 1

Tel. 022-49-31-46

Descrierea CIP a Camerei Naționale a Cărții din Republica Moldova

Ghid metodologic pentru monitorizarea impactului hidroenergetic asupra ecosistemelor fluviale transfrontaliere / BSB165-HydroEcoNex, Programul Operațional Comun Bazinul Mării Negre, Institute of Zoology, Republic of Moldova, Center of Research of Hydrobiocenoses; editori: Elena Zubcov, Lucia Bilețchi. - Chișinău: S. n., 2021 (F.E.-P. „Tipografia Centrală”). - 80 p.: fig., tab. - (Common borders. Common solutions, ISBN 978-9975-128-28-5).

Referințe bibliogr. la sfârșitul cap. - Apare cu suportul financiar al Uniunii Europene. - 100 ex.

ISBN 978-9975-157-80-3

CUPRINS

INTRODUCERE	4
CAPITOLUL I. MODIFICĂRILE ECOSISTEMELOR ACVATICE ȘI INDICATORII ECOLOGICI DE MONITORIZARE A IMPACTULUI COMPLEXELOR HIDROENERGETICE ASUPRA ECOSISTEMELOR ACVATICE TRANSFRONTALIERE	6
1.1. Considerente generale despre complexele hidroenergetice în bazinele hidrografice ale fluviului Nistru și râului Prut	6
1.2. Aspectele metodologice	11
1.3. Starea ecosistemelor acvatice și indicatorii ecologici de monitorizare.....	11
1.4. Concluzii și propuneri.....	18
Bibliografie.....	19
CAPITOLUL II. MONITORINGUL HIDROLOGIC AL ECOSISTEMELOR FLUVIALE	21
Bibliografie.....	27
CAPITOLUL III. MONITORIZAREA FITOPLANCTONULUI ȘI IDENTIFICAREA ROLULUI LUI ÎN FUNCȚIONAREA ECOSISTEMELOR ACVATICE	28
Bibliografie.....	31
CAPITOLUL IV. MONITORIZAREA NEVERTEBRATELOR PLANCTONICE ȘI RECOMANDĂRI PENTRU IDENTIFICAREA ACESTORA	32
Bibliografie.....	35
CAPITOLUL V. RECOMANDĂRI PRIVIND MONITORIZAREA ȘI IDENTIFICAREA BENTOSULUI	37
Bibliografie.....	41
CAPITOLUL VI. IHTIOFAUNA ÎN CONDIȚIILE IMPACTULUI CONSTRUCȚIILOR HIDROTEHNICE DIN ECOSISTEMELE RIVERANE	42
6.1. Indici ecologici analitici.....	50
6.2. Indici ecologici sintetici.....	51
Bibliografie.....	55
CAPITOLUL VII. METODOLOGIEA ȘI EVALUAREA ECONOMICĂ A SERVICIILOR ECOSISTEMICE ȘI A PIERDERII LOR.....	56
Introducere	56
7.1. Metodologie	56
7.2. Evaluarea economică a serviciilor ecosistemice și a pierderii lor.....	63
Bibliografie.....	69
CAPITOLUL VIII. METODOLOGIA EVALUĂRII FACTORULUI SCHIMBĂRILOR CLIMATICE ÎN CADRUL CERCETĂRIILOR IMPACTULUI HIDROENERGETICII.....	70
Bibliografie.....	79

INTRODUCERE

Zubcov Elena, Ungureanu Laurenția, Bilețchi Lucia

Institutul de Zoologie

Înainte de a prezenta modificările ecosistemelor acvatice transfrontaliere sub impactul complexelor hidroenergetice, este necesar de menționat faptul că o perioadă îndelungată aceste complexe erau incluse în lista întreprinderilor de obținere a așa-numitei „energii verzi”, ceea ce este corect dacă facem o comparație cu impactul termocentralelor. Dar, cu regret, deja este dovedit pentru mai multe regiuni că complexele sau centralele hidroenergetice, cu baraje construite pe albia râurilor, deși nu sunt surse care poluează, totuși, distrug ecosistemele curgătoare sau lotice. Interesul publicului pentru acest subiect este demonstrat și de faptul că rapoartele anuale pentru anii 2000-2021 ale Comisiei Mondiale a Barajelor, care reflectă o gamă largă de interese ale tuturor celor implicați în dezbaterile problemelor de barajare a râurilor, sunt destul de vizualizate. Ca exemplu, poate fi și situația actuală pe fluviile Nipru și Volga ([Dams and Development: a New Methodological Framework for Decision Making](#)). Aceste dovezi ne permit să constatăm că hidroenergetica nu poate fi în lista „energiei verzi”. Barajarea râurilor transfrontaliere deja provoacă nu numai probleme ecologice și economice, dar și conduce la apariția diferitor conflicte ([Field, 2021; Water Conflicts and Resistance Issues and Challenges in South Asia, 2021](#)).

Actualmente, cantitatea și calitatea apelor continentale este deja recunoscută ca o amenințare globală majoră directă pentru sănătatea umană, fiind una din cele mai stringente probleme ale omenirii, inclusiv în aspectul dreptului omului la apă potabilă de calitate. Directivele europene ([Directive 2000/60/EC](#)) prevăd mai multe aspecte ecologice, însă majoritatea populației și autoritățile de diferit rang se axează, în primul rând, pe aspectul de

poluare. Anexele și regulamentele mai multor directive includ valorile de limită ale conținutului de metale grele, substanțe petroliere, pesticide, detergenți și alte substanțe toxice și periculoase care nimeresc în mediu în procesul activității umane, mai puțin - aspectele ce țin de conservarea biodiversității și foarte puțin - aspectele funcționării ecosistemelor lotice și lentice.

În Directiva Cadru privind Apa ([Directive 2000/60/EC](#)) găsim următoarele definiții: „râu” înseamnă „un corp de apă care curge în mare parte pe suprafața solului, dar care poate curge și în subsol pe o parte a cursului său; „bazin hidrografic” înseamnă „orice zonă în care toate scurgerile de apă converg, printr-o rețea de râuri, fluvii și, eventual, lacuri, către mare, în care se varsă printr-o singură gură de vărsare - estuar, deltă, sau liman”.

Și mai departe citim: „corp de apă puternic modificat” înseamnă „un corp de apă al cărui caracter, ca urmare a modificărilor cauzate de activitatea umană, este fundamental modificat... (viteza, debitul, suspensii...)”.

Acesta înseamnă că programul de monitorizare a unui râu, ca corp de apă curgător, se referă, în special, la evaluarea volumului și nivelului sau debitului apei, vitezei de curgere a apei, cantității substanțelor suspendate și a aluviunilor, deoarece aceste date prezintă importanță pentru aprecierea stării ecologice, chimice a râului. Ele determină echilibrul în sistemului “apă-suspensii-mâluri” și potențialul ecologic al râului.

În unele cazuri, ca cel al fl. Nistru, la impactul barajării se mai adaugă și efectul poluării termice, sau schimbării regimului termic, care este într-o legătură strânsă cu regimul gazos, procesele de dezvoltare și în-

mulțire a organismelor acvatice și, evident, cu procesele producțional-destrucționale, intensitatea circuitului și migrației substanțelor chimice. Descifrarea și evaluarea acestor procese nu înseamnă numai constatarea unui sau altui indicator al calității apei sau efectivului unor grupe de hidrobionți, dar și stabilirea relațiilor caracteristice pentru un ecosistem lotic între componentele chimice, sau biologice, a raportului dintre diferiți factori hidrologici, hidrochimici, hidrobiologici și ecotoxicologici.

Impactul barajării râurilor în scop hidroenergetic și al reglării debitului apei în aval de baraje reieșind doar din necesitățile hidroenergeticii se agravează în condițiile schimbărilor climaterice.

Investigațiile realizate de partenerii proiectului BSB 165 HydroEcoNex - *Crearea unui sistem de monitorizare inovativă transfrontalieră privind transformările ecosistemelor râurilor bazinului Mării Negre sub impactul*

construcțiilor hidroenergetice și schimbărilor climatice, finanțat de Uniunea Europeană în cadrul Programul Operațional Comun Bazinul Mării Negre 2014-2020 (Institutul de Zoologie, Asociația Internațională a Păstrătorilor Râului Eco-TIRAS, Universitatea “Dunărea de Jos” din Galați, Centrul Științific Ucrainean al Ecologiei Mării, Centrul Hidrometeorologic al Mării Negre și Azov), de facto, au demonstrat că râurile Nistru și Prut sunt ecosisteme *fundamental modificate* de construcțiile hidrotehnice.

Scopul și obiectivele proiectului realizat sunt actuale și de o mare rezonanță, drept dovadă fiind invitația Comisiei migrație, refugiați și persoane strămutate a Adunării Parlamentare a Consiliului Europei la ședința din martie 2021, pentru a prezenta viziunea noastră privind impactul Complexului Hidroenergetic Nistrea (CHEN) asupra ecosistemului fluviului Nistru.

MODIFICĂRILE ECOSISTEMELOR ACVATICE ȘI INDICATORII ECOLOGICI DE MONITORIZARE A IMPACTULUI COMPLEXELOR HIDROENERGETICE ASUPRA ECOSISTEMELOR ACVATICE TRANSFRONTALIERE

Zubcov Elena¹, Ungureanu Laurenția¹, Bilețchi Lucia¹,
Bagrin Nina¹, Andreev Nadejda¹, Zubcov Natalia¹, Ene Antoaneta²,
Jurminskaia Olga¹, Ciornea Victor¹, Șubernetkii Igor¹

¹Institutul de Zoologie, ²Universitatea „Dunărea de Jos” din Galați

1.1. Considerente generale despre complexele hidroenergetice în bazinele hidrografice ale fluviului Nistru și râului Prut

Fluviul Nistru pentru Moldova nu înseamnă numai un corp de apă curgătoare, el fiind o sursă principală de aprovizionare cu apă potabilă, apă pentru irigare și pentru economie, în general. Mulți ani Nistrul a fost navigabil. Fluviul era un habitat al speciilor valoroase de pești (sturioni, salmonide, crap ș.a.), iar malurile fluviului erau teritoriile cele mai dens populate.

Nistrul își ia începutul în partea de nord-vest a Carpaților Răsăriteni, pe panta muntelui Rozlici. Lungimea fluviului este egală cu 1352 km, suprafața bazinului hidrografic - 72100 km², inclusiv în limitele Moldovei - 657 km și 19000 km², respectiv. Scurgerea multianuală medie până în anii' 2000 a fost în jurul a 10 km³. În cursul superior (zona muntoasă Carpatică) fluviul are o vale adâncită și albie pietroasă, pe maluri se dezgolesc straturi de calcar și gresii. În unele locuri fragmente de roci muntoase barează albia fluviului (așa-numitele praguri). În cursul inferior el este un fluviu tipic de câmpie, cu luncă lată și joasă.

Nistrul traversează teritoriul Ucrainei, apoi teritoriul Republicii Moldova de la Naslavcea până la Palanca și se revarsă în limanul Nistrean al Marii Negre, la sud-vest de orașul Odessa. Bazinul hidrografic al Nistrului este situat pe teritoriul a trei țări - Ucraina, Moldova și Polonia. De pe teritoriul ultimei doar un râuleț mic își aduce apele în fluviu (*figura 1.1.*).

În 1954 în partea inferioară a sectorului mediu al fl. Nistru, între or. Camenca și or. Dubăsari a fost construit lacul de baraj Dubăsari; lungimea lui este egală cu 128 km, lățimea - de la 200 până la 1800 m (în medie - 528 m), suprafața acvatoriului constituie 6570 ha, adâncimea medie - în jur de 7 m, volumul complet - 485,5 mln m³.

În 1981 pe sectorul fluviului de la s. Ojevo, r-nul Sochireanskii, regiunea Cernăuți, până la s. Ustie, r-nul Borșcevsck, regiunea Ternopol, a fost construit lacul de baraj Novodnestrovsk. Lungimea lacului constituie 214 km, lățimea - de la 200 până la 3750 m, adâncimea - de la 3 până la 56 m în sectorul inferior (*figura 1.2.*).

Din anul 1983, în aval de acest baraj, apa Nistrului se aruncă prin turbinele CHE-1 de la adâncime, având în permanență o temperatură de cca 9 °C, ceea ce a provocat schimbări foarte puternice ale regimului termic al Nistrului (*figura 1.3.*).



Fig. 1.1. Harta bazinului hidrografic al fluviului Nistru
https://unece.org/sites/default/files/2021-04/Dniester_English_web.pdf



Fig. 1.2. Lacul de baraj și centrala hidroelectrică I (CHE-1) la Dnestrovsk (Ucraina)
 a Complexului Hidroenergetic Nistean (CHEN), construit pe albia fluviului
<https://uges.com.ua/ru/content/dnestrovskaya-gaes>.

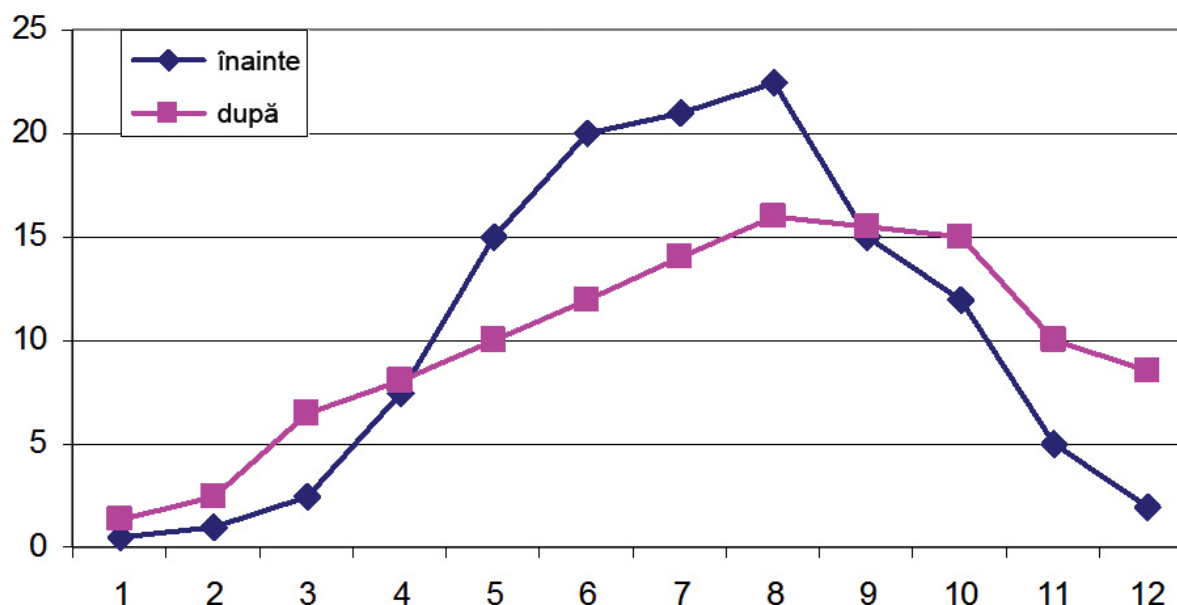


Fig. 1.3. Temperatura apei în aval de s. Naslavcea la intrarea fl. Nistru pe teritoriul Republicii Moldova (Zubcov, 2007).

Ca rezultat, pe porțiunea de 20 km între Dnestrovsk și Naslavcea din anul 1983 nici într-o iarnă Nistrul nu a înghețat, chiar și la temperatura aerului de minus 26 °C. Pentru acest teritoriu ceața a devenit o normă în perioada de toamnă-iarnă-primăvară, astfel, observăm efectul local al CHEN asupra parametrilor climaterici. Este cunoscut faptul că regimul termic al ecosistemelor acvatice se reflectă și asupra regimului gazos, consumului biochimic și chimic al oxigenului, asupra înmulțirii organismelor acvatice, inclusiv a peștilor (Zubcov, 2007).

Reieșind din regimul de lucru al CHE-1, în aval de barajul CHE-1 nivelul apei în Nistru putea să crească sau să scadă foarte brusc - până la 1,5-2,0 m/oră. Uneori în 15 min nivelul apei se ridică brusc până la 1 m.

În anii '80-90 ai secolului trecut, în cadrul realizării programului de investigații ecologice, economice și sociale în bazinele hidrografice ale fluviului Nipru, râului Pripiaty, fluviului Nistru, Institutul de Zoologie a inițiat investigații privind estimarea impactului CHE-1 asupra Nistrului medial și inferior. Institutul a participat, ca organizație-expert, și la precizarea primului regulament al funcționă-

rii CHE-1, în care a fost stipulată importanța acestui complex pentru aprovizionarea cu apă potabilă, irigare, obținerea energiei hidroelectrice și diminuarea efectelor negative ale inundațiilor și secetei, caracteristice pentru bazinul hidrografic al Nistrului.

Pentru a atenua salturile nivelului și a temperaturii apei, în amonte de s. Naslavcea s-a construit un baraj. Așa s-a format un lac de tampon pe o distanță de 20 km între barajul CHE-1 și barajul de la Naslavcea.

Cu regret, Ucraina în anii 1991-1992 a instalat în acest baraj 3 turbine hidroenergetice, acesta fiind începutul CHE-2 (figura 1.4.). În consecință, acest lac și-a pierdut funcția prevăzută inițial.

Construcția lacurilor sus-numite și funcționarea acestor 2 hidrocentrale a influențat esențial regimul hidrologic, hidrochimic și cel hidrobiologic al fl. Nistru. Dar construcția Centralei hidroelectrice de acumulare prin pompare (CHEAP) și a unui lac al acestei centrale pe partea dreaptă a lacului de tampon va distruge ecosistemul fl. Nistru complet (figura 1.5). Actualmente, lacul de tampon deja a devenit lac tehnologic al CHEAP.



Fig. 1.4. Centrala hidroelectrică 2 (CHE-2) cu lacul de baraj al CHEN construit pe albia fluviului în amonte de s. Naslavcea (<https://uges.com.ua/ru/content/dnistrovskaya-gaes>).



Fig. 1.5. CHEAP cu cel mai mare lac construit pe malul carstic al fl. Nistru în apropiere de or. Ocnîța; lacul se alimentează din fl. Nistru (<https://uges.com.ua/ru/content/dnistrovskaya-gaes>)

De menționat că construcția acestui complex prezintă un pericol foarte mare nu numai pentru fl. Nistru, dar și pentru cel puțin o treime de teritoriu al Republicii Moldova. Aici deja sunt puse în funcție 4 turbine. Fiecare turbină are necesitatea de 260-280 m³/s de apă - așa era debitul apei în Nistru la intrare pe teritoriul Republicii Moldova până la construcția CHEN.

În anii 2005-2006, cercetătorii Institutului de Zoologie, obținând de la colegii din Institutul de Hidrobiologie din Ucraina informații despre inițierea construcției CHEAP, au vizitat zona de construcție, unde în acea perioadă se lucra intens asupra lărgirii și adâncirii lacului de tampon și se construia lacul de acumulare pe malul carstic al Nistrului.

Cu suportul Prezidiului AȘM, institutul, împreună cu AO Eco-Tiras, a organizat o masă rotundă la AȘM, după care au fost expediate scrisori-apeluri deschise către Guvernul și Parlamentul ambelor țări, comunitatea științifică și organizațiile mondiale. Au fost purtate mai multe discuții la diferit nivel, obținând susținerea multora, inclusiv a Prezidiului Academiei Naționale de Științe din Ucraina, condus de academicianul Boris Paton. În acea perioadă a fost creată și o comisie pentru negocieri la nivel de Guvern. Dar ceea ce cercetătorii au presupus atunci, deja a devenit realitate: Nistrul, ca fluviu, degradează zi de zi.

CHEAP pompează apa din Nistru în lacul CHEAP, utilizând energia electrică în scopul diminuării saltului energiei electrice în rețea, dar apoi apa se aruncă prin turbinele plasate la adâncime în sol, nemijlocit pe malul drept al Nistrului, pentru generarea electricității. În timpul vizitei la acest complex în 2019, inginerul principal a spus că 2 turbine lucrează 24 din 24 ore, și una - 12 ore. În anul acesta este pusă în funcție a 4-a turbină și se mai planifică instalarea încă a 3 turbine.

Nefiind ingineri în domeniu, putem presupune că CHEAP deja funcționează pentru obținerea energiei mai ieftine decât cea produsă de CHE obișnuite, de aceea, problemele ecologice

ale fl. Nistru în aval de CHEN nu-i deranjează pe angajații și proprietarii acestui complex. Reieșind din informația plasată pe site-urile centrelor, CHEAP deja a depășit volumul planificat de producere a energiei electrice din proiectul inițial, elaborat în anii '80 ai secolului trecut.

Prutul este al doilea după mărime râu al Moldovei. El izvorăște pe cel mai înalt vârf (m.Goverla) al Carpaților Ucraineni, lângă s. Vorohța. Lungimea râului este de 898 km, în hotarele Moldovei - 695 km, suprafața bazinului hidrografic - 27500 km². Pentru bazinul hidrografic al r. Prut este caracteristică prezența unui număr mare de afluenți mici și lipsa celor mari. Prutul își varsă apele în Dunăre, la 174 km de la delta lui, reprezentând, astfel, ultimul afluent mare de stânga al unuia dintre cele mai mari râuri ale Europei.

După caracterul alimentării și regimul hidrologic, r.Prut se aseamănă cu fl.Nistru, dar, evident, are un debit mai mic de apă - cca 2,9 km³. În regiunea montană Prutul are o vale în formă de V cu lățimea de 3 km, iar de la or.Lipcani în jos pe cursul râului - o formă de trapez, cu lățimea de la 3-7 km până la 12 km în deltă. Precipitațiile atmosferice reprezintă sursa principală de alimentare.

În 1978, la o distanță de 560 km de la gura r.Prut, a fost construit lacul de baraj Costești-Stânca cu lungimea de 60-90 km, lățimea medie - 1 km, suprafața - 59 km², adâncimea lângă baraj - 41,5 m, adâncimea medie - 12,5 m, volumul deplin - 735 mln m³. Lacul are o reglare sezonieră și schimbul total al apei în el are loc la fiecare 4 luni. Lacul de baraj constă dintr-o mulțime de golfuri, iar de-a lungul malurilor există numeroase izvoare. Centrala hidroelectrică Costești-Stinca este o stație comună a României și a Republicii Moldova, aspectele ecologice ale r. Prut în aval de baraj fiind rezolvate în comun. Schimbările hidrologice sunt vizibil mai mici decât în bazinul hidrografic al fl. Nistru. În consecință, în r. Prut s-au păstrat proprietățile caracteristice pentru ecosistemele lotice.

1.2. Aspectele metodologice

Elaborarea bazelor științifice pentru monitorizarea, estimarea funcționării ecosistemelor acvatice pentru diminuarea efectelor tehnogene asupra mediului acvatic actualmente a devenit o prioritate mondială în cercetarea mediului. Instrumentele inovatoare ale monitoringului și obținerea cunoștințelor profunde despre starea și procesele care se petrec în mediul acvatic pot fi asigurate prin utilizarea corectă a metodelor și tehnicilor, prin stabilirea diferitor legături ale proceselor fizico-chimice și biologice în ecosistemele investigate.

În procesul implementării proiectului, au fost realizate expediții cu scopul de a realiza investigații complexe ale ecosistemelor acvatice în bazinele hidrografice ale fl. Nistru și r.Prut, inclusiv expediții comune cu partenerii. Au fost realizate investigații în câmp și modelări de laborator. Au fost sistematizate și materialele multianuale ale Institutului de Zoologie, care își are începutul în anii '40 ai secolului trecut.

Prelevarea probelor de apă, a eșantioanelor biologice, suspensiilor și mâlurilor, analizele de laborator ale parametrilor fizico-chimici, determinările chimico-analitice ale macro- și microcomponentelor în apă, diferite modelări în câmp și în condiții de laborator, evaluarea și determinarea calității apelor investigate se realizează în conformitate cu standardele ISO adaptate la cele naționale și sintetizate în două ghiduri elaborate și editate recent ([Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015](#); [Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020](#)).

Sistematizarea informațiilor existente despre starea și funcționarea ecosistemelor are loc cu utilizarea programelor Statistica-10, Excel-10, Paradox, a analizei dispersionale ANOVA ș.a.

Pentru realizarea investigațiilor *in situ*, a fost utilizat automobilul pentru expediții Volkswagen Caravelle, echipat cu frigider, sisteme de filtrare și mai multe accesorii de prelevare a materialului.

În investigațiile de laborator a fost utilizat echipament de performanță, inclusiv: spectrometru de emisie atomică cu plasma cuplată inductiv (ICP OES) - ICAP 6000, spectrofotometru cu absorbție atomică AAS Analyst-400, spectrofotometru Specord 230, trei cromatografe cu gaz- Clarus 500, Agilent-MS și UHPLC Flexar FX 20, pH-metre, gazometre, spectrometre digitale Sartorius PB 11-P11, sistem de digestie Berghof SPEEDWAVE, sistem de distilare a acizilor Berghof, centrifugă Hettich Rotina 420, cuptor Nabertherm CV3/11/B170, biurete automate, balanțe analitice, termostate, microscop MISMED/2 (LOMO), microscop Axio Imager A.2 (Zeiss), microscop Axio Imager A.2 pentru epi-fluorescență (Zeiss), binocular Stereo Discovery. V8 (Zeiss), binocular Minimed-502. Tot echipamentul și microscopul sunt computerizate, fapt care diminuează posibilele erori ale cercetătorilor.

1.3. Starea ecosistemelor acvatice și indicatorii ecologici de monitorizare

Factorii fizico-geografici (componența și starea solurilor și a rocilor muntoase, transformarea landşaftului, caracterul precipitațiilor, starea apelor subterane), inclusiv schimbările climaterice în bazinele hidrografice au un rol dominant în funcționarea ecosistemelor lotice. De menționat faptul că diminuarea și nerespectarea păstrării fâșiilor de protecție a râurilor, reducerea suprafețelor ocupate de păduri în bazinele de captare ale ecosistemelor acvatice, barajarea râurilor, inclusiv în scopuri hidroenergetice, sunt factori care afectează formarea debitului apelor curgă-

toare și, în rezultat, sporesc seceta hidrologică și amploarea inundațiilor provocate de activitatea umană. Nu în ultimul rând, menționăm impactul deversării apelor reziduale industriale, menajere, a scurgerilor de pe câmpurile agricole și teritoriile urbanizate asupra funcționării ecosistemelor acvatice (Zubcov ș.a., 2020).

Există diferite metode de analiză și evaluare a datelor hidrologice, majoritatea din ele sunt grupate după diferiți indicatori pe o perioadă îndelungată. În *figura 1.6* sunt prezentate datele reale (pentru o perioadă de 41

de ani) începând cu anul 1976 (7 ani până la darea în exploatare a CHE-1) și până în anul 2017. Se observă că în cei 7 ani de până la construcția CHE-1 debitul a oscilat în limitele 324-610 m³/s, fiind în medie de 422 m³/s; în cei 34 de ani după darea în exploatare a CHE-1 valoarea medie a fost de 218 m³/s și doar într-un an a fost >400 m³/s, în doi ani >300 m³/s, în șaptesprezece ani >200 m³/s și în paisprezece ani >100 m³/s. La Camenca și Moghiliov aceste valori sunt și mai mici, dar nu dispunem de date pe toți anii. Astfel, impactul CHEN este destul de vizibil.

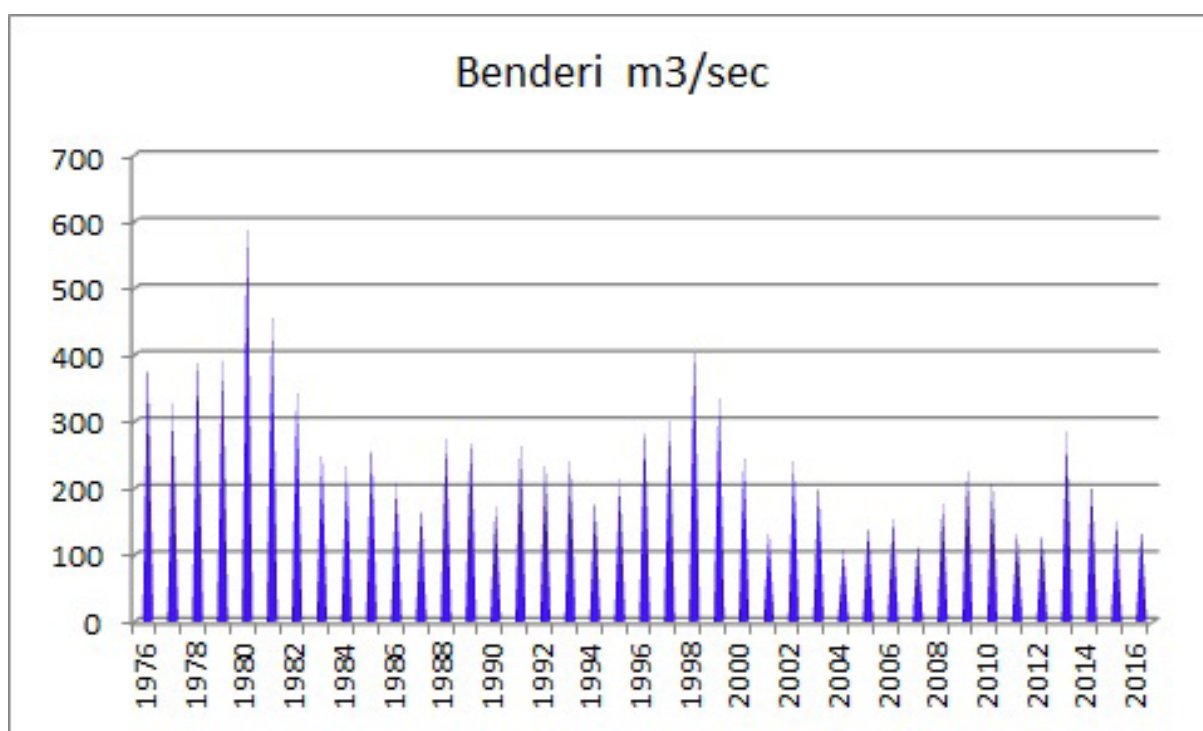


Fig. 1.6. Debitul apei în fl. Nistru la postul hidrologic Bender, medii anuale, m³/s (sursa: Hidrometeo URSS, 1976-1992 și datele de la Bender după 1992)

În majoritatea expertizelor realizate de alți specialiști sunt excluși anii când a fost dată în exploatare CHE-1, se fac comparații cu datele obținute la postul Zaleșciki, care este la o distanță de 200 km în amonte de barajul CHE-1, fără analiza volumului apelor afluenților care se varsă în lacul de baraj. În unele analize sunt excluși anii 1980-1990 sau cei din perioada instalării turbinelor CHEAP,

sau se calculează valorile medii separat pentru anii cu un debit sporit și pentru anii cu secetă. Considerăm că aceste din urmă date sunt extrem de importante pentru analiza proceselor climaterice.

Un indicator al stării Nistrului este și volumul scurgerii fluviului la stația Maiaki (*figura 1.7*).

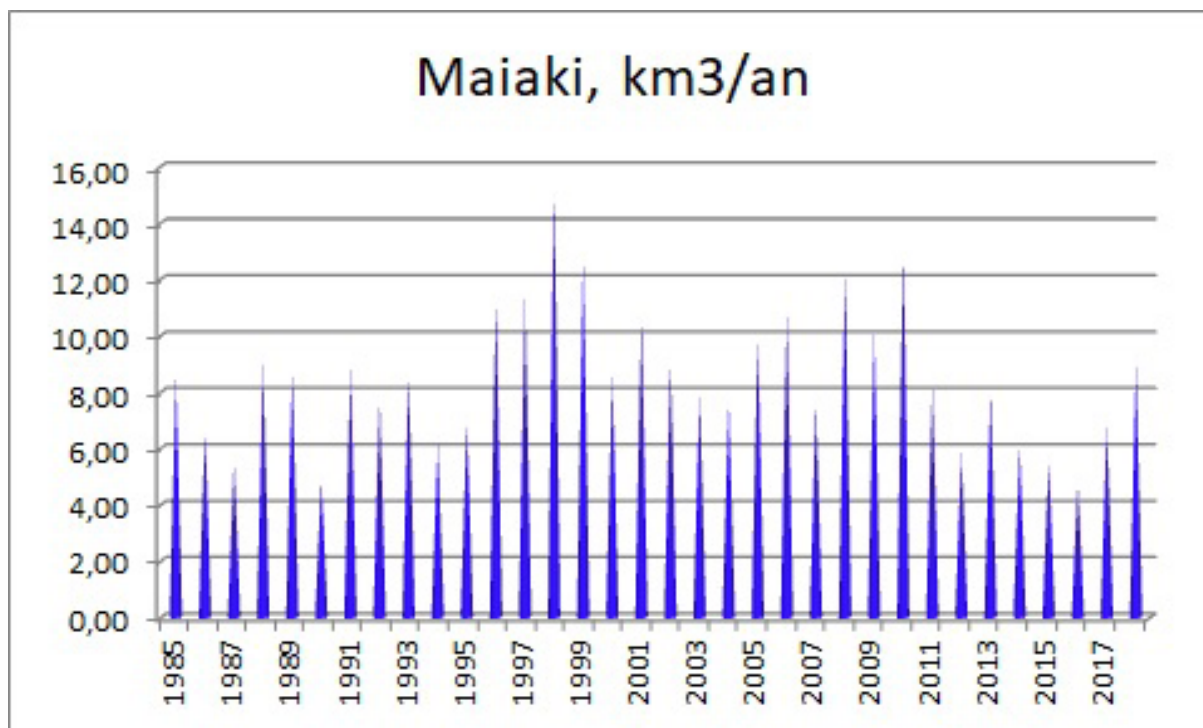


Fig. 1.7. Scurgerea anuală a Nistrului la Maiaki, km³/an.
Sursa: datele calculate de partenerii pe proiectul HydroEcoNex
din Centrul Hidrometeorologic al Mării Negre și Azov

Cu regret, nu sunt disponibile careva date oficiale multianuale privind viteza apei pe cursul râurilor. Oricum, fiind aproape lunar în expediții, am observat nu o singură dată, îndeosebi, în sectorul medial al fluviului, o viteză a apei extrem de mică. La fel și în zona s. Palanca, însă la această stațiune este observată și ridicarea apei din sectorul inferior al fluviului, în special, în perioada de etiaj. În cadrul Institutului de Zoologie o perioadă îndelungată au activat și specialiști-hidrologi, care făceau toate măsurările hidrologice în momentul colectării probelor hidrochimice, sistematizau și rezultatele Hidrometeo, care anual erau publicate în registre cu destinație specială, disponibile pentru cercetători în bibliotecile științifice.

Nivelul, viteza, debitul apei sunt indicatori-țintă necesari pentru evaluarea influenței complexelor hidroenergetice asupra stării ecosistemelor curgătoare barajate. Evident, sunt necesare măsurători hidrologice în aval de baraje. Luând în considerație probleme-

le cu care astăzi ne confruntăm în estimarea situației ecologice a fl. Nistru, este foarte important să dispunem de un post hidrologic, care ar lucra on-line, în orice zonă în aval de CHEN, dar în amonte de lacul de acumulare Dubăsari. Datele hidrologice (viteza, nivelul, debitul, temperatura apei) fac parte din categoria datelor principale, obligatorii pentru monitorizarea și evaluarea impactului CHEN asupra stării Nistrului inferior și medial. Se cunoaște faptul că modificarea acestor indicatori poate provoca schimbări grave și, deseori, ireversibile ale apelor curgătoare.

În ecosistemele fluviale naturale, care nu sunt supuse transformării antropice (de referință) există un echilibru între parametri fizico-chimici, chimici și biologici, mai corect, există sistemul “apă - suspensii - depuneri subacvatice - hidrobionți”, care este foarte mobil, dar, în același timp, specific și stabil pentru fiecare corp de apă. Anume acest echilibru și determină procesele funcționării ecosistemelor acvatice. Acestea din urmă servesc

drept temei pentru monitorizarea proceselor care se petrec și în bazinul hidrografic.

Viteza curgerii apei, originea solidelor în suspensie și a aluviunilor, compoziția lor granulometrică, mineralogică și chimică au fost și rămân parametri necesari pentru evaluarea circuitului și capacității de migrație a substanțelor chimice în ecosistemele curgătoare și aprecierea proceselor de eroziune-denudare într-un bazin hidrografic.

Ca exemplu, pentru mai multe metale (Al, Cu, Zn, Ni, Pb, Ti, Sn, Fe, Mn ș.a.) în apele fl. Nistru și lacului de acumulare Dubăsari a fost stabilită dependența concentrației metalelor în apă și în suspensii de cantitatea suspensiilor în apă (S , mg/l) și mărimea debitului apei (Q , m³/s), care pentru cupru este descrisă de ecuația (Zubcov, Zubcov, 2013; Zubcov ș.a., 2016):

$$Cu = 0,069 \cdot S + 0,099 \cdot Q - 16,4, \quad R = 0,88.$$

În anii '90 ai secolului trecut valorile coeficientului de corelație a scăzut până la valori ce indică o corelație slabă (0,5), dar în ultimii 20 de ani așa corelații nu mai există. Mai mult ca atât, concentrațiile majorității metalelor investigate în apă filtrată prin filtre membranice cu diametrul porilor de 45 microni este mai mare decât concentrația lor în suspensii (Zubcov, 2007). Asta demonstrează modificarea radicală în ecosistemul fl. Nistru a ciclurilor de migrație, în cazul dat, a metalelor, diminuarea proceselor de sedimentare, autoepurare ș.a.

Anterior, evaluarea scurgerii solidelor a fost unul dintre criteriile fundamentale pentru evaluarea stării bazinului hidrografic și a râului în sine. Substanțele suspendate sunt sorbenți-filtranți pentru ecosistemele acvatice. Procesele de autoepurare, capacitatea de tampon a ecosistemelor acvatice, intensitatea proceselor de producție și destrucție, poluarea secundară a ecosistemelor și formarea sedimentelor subacvatice depind, în mare măsură, de potențialul de adsorbție, compoziția și structura suspensiilor și depunerilor subacvatice.

Actualmente, în ecosistemele fl. Nistru se observă un dezechilibru al proceselor „adsorbție-sedimentare-desorbție” care, la rândul său, determină procesele de autoepurare-poluare secundară în ecosistemele acvatice. Cu regret, nici într-un act normativ de evaluare a stării ecosistemelor acvatice nu sunt incluse aceste măsurări.

Diminuarea cantității suspensiilor solide în fl. Nistru este direct provocată de funcționarea hidrocentralelor nistrene. Dacă până la construcția barajului de la Dubăsari scurgerea suspensiilor în Nistrul inferior oscila între 4000 și 5500 tone/an, atunci după construcția lui ea s-a diminuat până la 2600-2800 tone/an. După darea în exploatare a hidrocentralei de la Novodnistrovsc (în 1983) scurgerea suspensiilor a fost de doar 700 tone/an. În 1986-1987 ea a scăzut până la 267-403 tone/an și în 2015-2019 a atins doar 50-70 tone/an, fiind de zeci de ori mai mică decât până la darea în exploatare a CHEN (Zubcov et al., 2019a).

Analiza rezultatelor pe termen lung ale dinamicii conținutului și scurgerii substanțelor suspendate indică faptul că o astfel de dinamică este tipică pentru corpurile de apă stagnante, dar nu și pentru ecosistemele lotice. În acest caz, practic nu există o dinamică sezonieră, nu există nici o relație între cantitatea de scurgere a apei și parametri fizico-chimici.

Capacitatea de adsorbție a apei din Nistru către substanțele chimice străine este aproape de zero, de unde declinul accentuat al proceselor de autoepurare și rolul crescut al poluării secundare a râului. Acești factori sunt, de asemenea, fundamentali în schimbarea hidrobiocenozelor râului, reducând capacitatea de tampon a ecosistemului și toleranța organismelor acvatice.

Astfel, diminuarea cantității substanțelor solide în suspensiile fluviului provoacă:

- micșorarea proceselor de adsorbție și sedimentare a substanțelor chimice (aceste procese sunt dominante în migrația și circuitul substanțelor chimice,

în sporirea autoepurării și diminuarea poluării secundare a ecosistemului);

- schimbarea structurii și componenței sedimentelor subacvatice - deja multe sectoare ale fluviului cu depuneri nisipoase sunt înlocuite cu mълuri sure sau sure-negre, care nu sunt caracteristice pentru râuri, dar sunt caracteristice mai mult pentru apele stagnante și mlaștini;
- creșterea transparenței - duce la dezvoltarea abundentă a plantelor superioare acvatice și se reflectă și asupra regimului gazos și a structurii hidrobiocenozelor fluviului.

Analiza cantității și componenței cel puțin a componentelor minerale, organice în

suspensii, la fel, este importantă pentru evaluarea schimbărilor ecosistemelor lotice sub influența funcționării sistemelor hidroenergetice, iar diminuarea cantității suspensiilor în aval de baraje mai mult de 2 ori poate servi ca indicator de modificare fundamentală a corpului de apă curgător.

Raportul dintre dinamica conținutului suspensiilor și dinamica concentrației oxigenului în apele r. Prut este clasică pentru ecosistemele acvatice curgătoare din zona geografică a Moldovei, când sporirea conținutului suspensiilor provoacă diminuarea oxigenului dizolvat (figura 1.8). În apele fl. Nistru, cu regret, nu mai există așa corelație (figura 1.9).

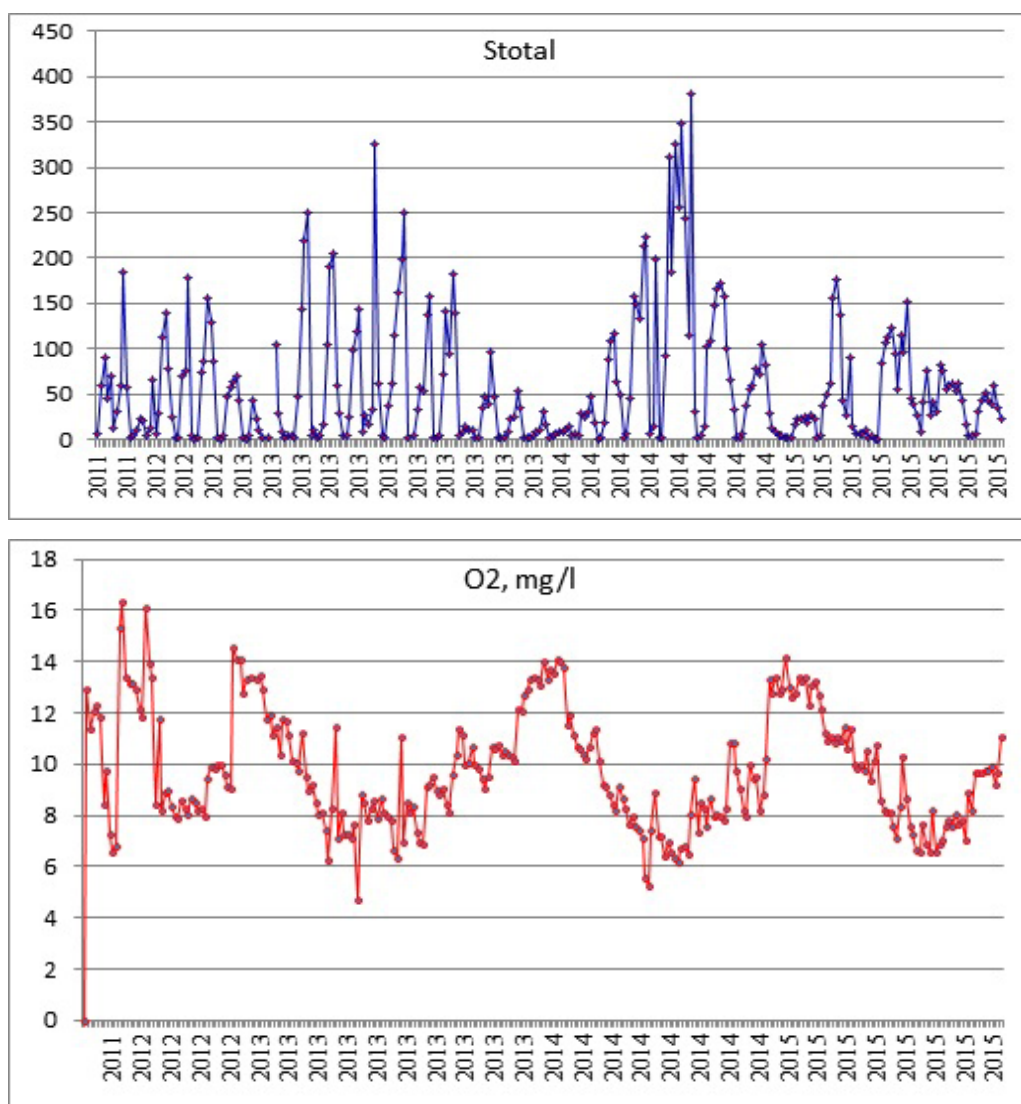


Fig. 1.8. Dinamica suspensiilor (Stotal, mg/l) și a oxigenului dizolvat (O_2 , mg/l) în apele r. Prut (Zubcov ș.a., 2020)

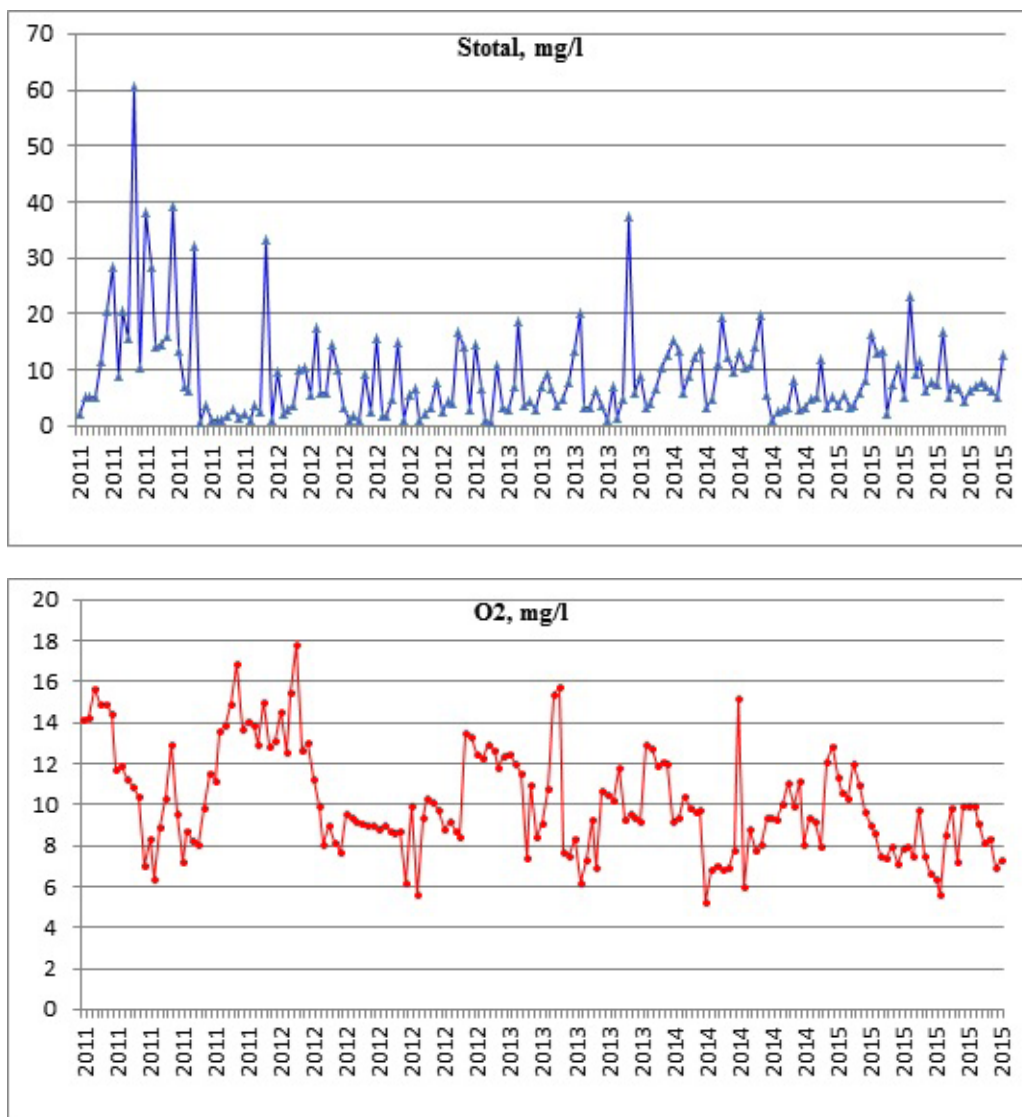


Fig. 1.9. Dinamica suspensiilor (Stotal, mg/l) și a oxigenului dizolvat (O_2 , mg/l) în apele fl. Nistru (Zubcov ș.a., 2020)

Ambele ecosisteme se află în aceeași zonă fizico-geografică, izvorăsc din aceeași regiune a munților Carpați. Faptul că în r. Prut s-au păstrat proprietățile unui ecosistem curgător, dar fl. Nistru se transformă într-un ecosistem cu ape stagnante permite constatarea impactului provocat de funcționarea CHEN și necesitatea de a rezolva această problemă între 2 țări vecine, printr-un management echilibrat, pentru păstrarea ecosistemelor fl. Nistru în aval de barajul Naslavcea.

Regimul gazos, cât și consumul biochimic și chimic de oxigen depind mult de regimul termic și conținutul suspensiilor (Jurminskaia ș.a., 2020). În porțiunea s.Naslavcea, în aval

de baraj, este evidentă tendința de micșorare a gradului de saturație a apelor cu oxigen dizolvat - de până la 58-62%. În locurile de dezvoltare intensă a macrofitelor, în repetate rânduri au fost observați hidrobionți pieriți, iar în porțiunea s.Unguri se observă nivelul extrem de jos al oxigenului (40% de saturație) și existența în straturile de apă a hidrogenului sulfuric (H_2S). Asemenea cazuri în Nistru nu au fost observate nici în zonele deversării apelor reziduale.

Modificarea regimului termic (primăvara și toamna temperatura apei este cu 5-7 °C mai înaltă, iar vara - mult mai scăzută (figura 1.3) și nu depășește 16 °C în sectorul Nasla-

vcea-Unguri chiar la temperaturi ale aerului de 37 °C) se reflectă nu numai asupra regimului gazos, dar și asupra proceselor producțional-destrucționale, asupra potențialul producțional al comunităților de hidrobionți. Este stabilit că până la 50-60% din femelele speciilor valoroase de pești au pierdut capacitatea de reproducere în condițiile de trai modificate (Bulat, 2017).

Faptul că mineralizarea apei în fluviu primăvara a devenit mai mare decât în perioada de vară-toamnă (figura 1.10.) demonstrează

că ca în bazinul Nistrului se petrec procese ireversibile și imprevizibile nu numai pentru funcționarea ecosistemului acvatic, ci și pentru întreg teritoriu al bazinului hidrografic, care pot provoca deșertificarea lui intensivă (Zubcov et al., 2019b). Deja nu se mai observă o corelație inversă între indicatorii mineralizării și volumul scurgerii și nivelul apei în fl. Nistru. În ultimii ani valorile maxime ale mineralizării sunt înregistrate primăvara (Zubcov et al., 2019b).

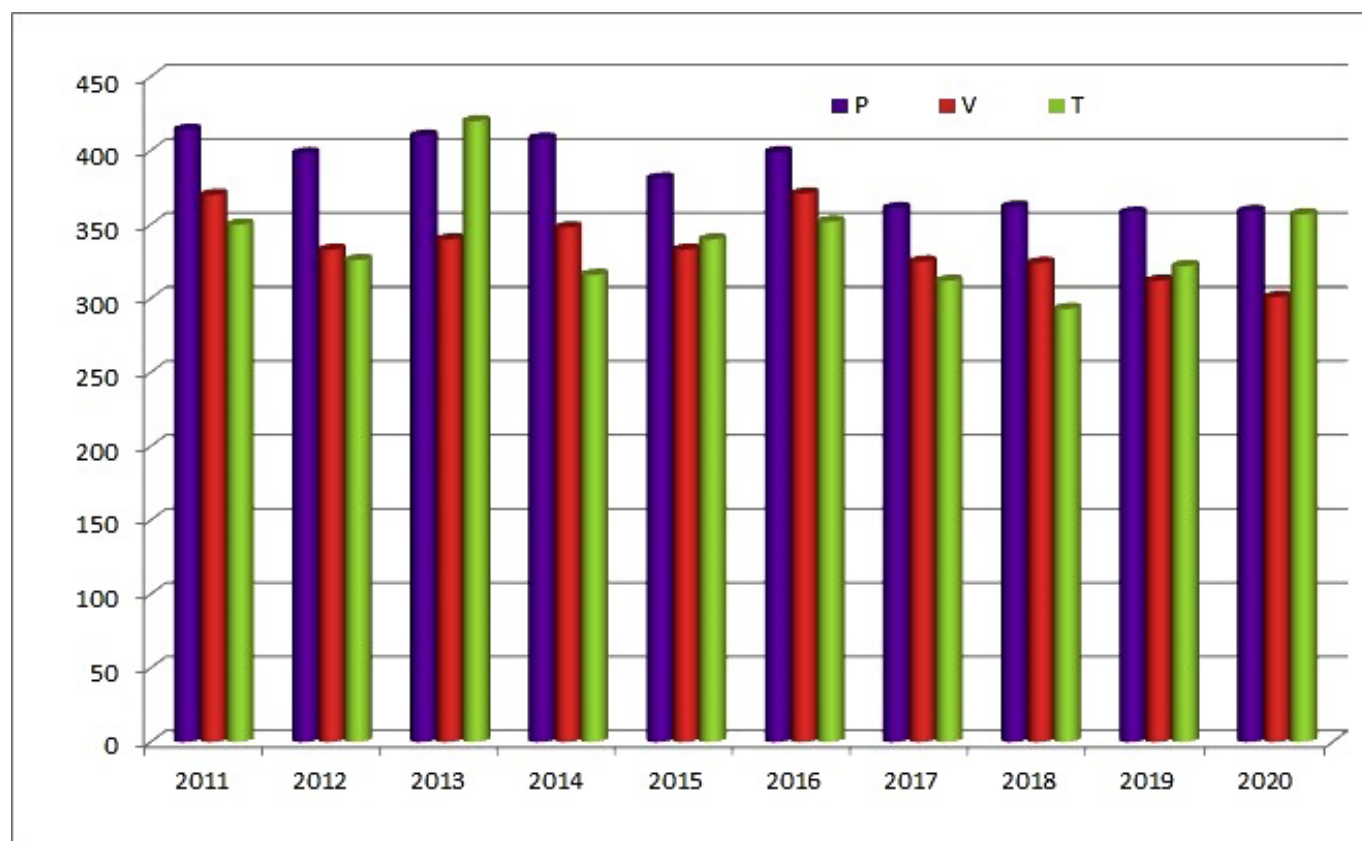


Fig. 1.10. Dinamica mineralizării apei, mg/l în anii 2011-2020 - P(primăvara), V(vara), T(toamna)

Se schimbă raportul între ionii principali - s-a stabilit înlocuirea ionilor de calciu cu cei de potasiu, fără sporirea mineralizării totale, acest fenomen indicând metamorfizarea componentei chimice, în special, a raportului dintre ionii principali - componenți ai mineralizării în apele fl. Nistru. Metamorfizarea tipului apelor fl. Nistru mărturisește faptul că *debitul apei în sectorul medial și inferior al fluviu-*

lui este format, în mare parte, din surse locale (afluenți și ape subterane). Astăzi, când în aval de CHEN volumul apei are o tendință evidentă de diminuare, aceste procese pot determina apariția proceselor de deșertificare în bazinul hidrografic, în special, în partea inferioară a fl. Nistru.

Aceste schimbări se reflectă asupra biodiversității, efectivului și proceselor producți-

onale ale hidrobiocenozelor. Se observă înlocuirea speciilor reofile cu cele limnofile, răspândirea speciilor invazive de hidrobionți (Lebedenco et al., 2021; Munjiu, Andreev, 2021). Au loc modificări evidente în ihtiocenozele Nistrului medial și lacului de acumulare Dubăsari, unde domină cu desăvârșire speciile de talie mică și economic depreciate (Bulat et al., 2020).

Suprafața acoperită de macrofite până la construcția CHEN era de 0,7-1%, în anii '80 ai sec. XX - 10-15%, în ultimii ani - în jur de 85% de acvatoriu (figura 1.11.) Pe cursul Nistrului în aval de barajul de la Naslavcea spe-

ciile reofile de plante sunt înlocuite cu cele caracteristice pentru mlaștini și ape stagnante: *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton lucens*, *P. crispus*, *P. pectinatus*, *Najas marina*, *Salvinia natans*, *Polygonum amphibium*, *P. submersum* ș.a. Se înregistrează și sporirea efectivului algelor planctonice din *Cyanophyta* (*Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria lacustris*, *Microcystis aeruginosa*) *Pyrrophyta* (*Ceratium hirundinella*) și *Euglenophyta* (*Euglena polymorpha*, *Trachelomonas hispida*) mai mult caracteristice pentru ape stagnante (Zubcov et al., 2019b).

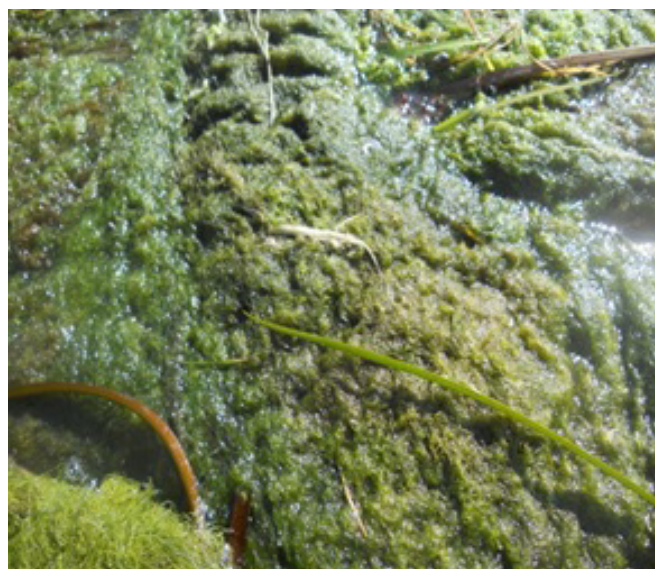


Fig. 1.11. Macrofitele în Nistrul medial. Foto: Elena Zubcov

1.4. Concluzii și propuneri

Regimul hidrologic al fl. Nistru în aval de CHEN se deosebește prin fluctuații diurne bruște și scăderea nivelului apei până la dezgolirea fundului fl. Nistru, prin dezechilibrul regimului termic și al regimului gazos. Volumul scurgerii apei pe porțiunea în aval de Naslavcea are o tendință evidentă de micșorare.

Diminuarea conținutului de suspensii de origine muntoasă a provocat intensificarea proceselor de înmlăștinire sau de limnizare a

Nistrului pe tot cursul în aval de barajul de la Naslavcea, cauzată de lipsa permanentă a deversării apei cu o viteză naturală și în volumul necesar în avalul CHE-2. Aceasta a schimbat procesele de circuit și migrație a substanțelor chimice în fl. Nistru și intensitatea migrației acestora în bazinul hidrografic al fluviului.

Impactul antropic și, în primul rând, funcționarea cascadei de lacuri de acumulare edificate pe fl. Nistru, a provocat în ultimii 20 de ani modificări semnificative ale regimului hidrologic și hidrochimic, ale gradului de eu-

trofizare, poluare organică, etc., care au influențat considerabil asupra stării diversității specifice și structurii cantitative a comunităților principale de hidrobionți. În ultimii ani comunitățile de hidrobionți reofili sunt înlocuite de hidrobionți limnofili.

Regimul hidrobiologic se caracterizează și prin dezvoltarea abundentă a plantelor acvatice, dispariția și scăderea productivității grupelor principale de hidrobionți (de exemplu, zooplancton, zoobentos), înlocuirea speciilor de pești economic valoroși cu cele de talie mică și economic depreciate, inclusiv invazive.

Investigațiile multianuale complexe ne permit să propunem excluderea complexelor hidroenergetice, îndeosebi, a celor de acumulare prin pompare din lista așa-numitor "întreprinderi ecologice", deoarece ele distrug funcționarea ecosistemelor fluviale. Construcția centralelor hidroelectrice de acumulare prin pompare (CHEAP) pe râurile mari, care au rol de sursă de apă potabilă și sunt utilizate pentru piscicultură, ar trebui să fie interzisă, deoarece ele distrug tot ce este viu în apele curgătoare și dăunează funcționării ecosistemelor acvatice lotice.

Propunem următorii indicatori pentru evaluarea impactului complexelor hidroenergetice și a schimbărilor climatice asupra ecosistemelor acvatice curgătoare:

- hidrologici (debitul, viteza, temperatura apei în ecosistemele fluviale, cantitatea, componența și distribuția suspensiilor și a aluviilor, schimbările hidromorfologice ale bazinului hidrografic, evaluarea cantitativă a formării volumului de apă în fluviu din precipitațiile atmosferice, inclusiv din topirea zăpezii în munți, și din apele subterane, pentru prevenirea desecării bazinului hidrografic, mai ales în aval de barajele CHE);
- hidrochimici (regimul gazos (O_2 , CO_2 , CCO_{Mn} , CCO_{Cr} , CBO), raportul între ioni principali și corelația lor cu para-

metrii hidrologici, procesele de migrație a substanțelor chimice în sistemul apă-suspensii-mâluri);

- hidrobiologici (indicatorii diversității, efectivul și productivitatea organismelor planctonice și bentonice (bacterii, alge, nevertebrate), starea ihtiofaunei, potențialul acestora de înmulțire, poluarea biologică);
- ecotoxicologici și de funcționare a ecosistemelor (nivelul de toleranță a hidrobionților, potențialul de tampon a ecosistemului, troficitatea și saprobitatea lui, nivelul de eutrofizare, intensitatea proceselor de autoepurare și poluare secundară, a proceselor producțional-destrucționale și înmulțire a organismelor acvatice, inclusiv a ihtiofaunei).

Acești indicatori ar trebui să devină fundamentali și în evaluarea impactului și, invers, a beneficiilor social-economice ale CHE.

Bibliografie

- Field B. C. Absolute Essentials of Environmental Economics. Published August 20, 2021 by Routledge, 114 p.
- Bulat Dm. Ihtiofauna Republicii Moldova: amenințări, tendințe și recomandări de reabilitare. Chișinău: Foxtrod, 2017. 343 p. ISBN 978-9975-89-070-0.
- Bulat Dn., Bulat Dm., Usatîi M., Crepis O., Șaptefrați N., Dadu A., Usatîi A., Cebanu A. Ihtiofauna lacurilor de acumulare Dubăsari și Costești-Stânca în anul 2020. Materialele Simpozionului „Modificări funcționale ale ecosistemelor acvatice în contextul impactului antropoc și al schimbărilor climatice”, 6 noiembrie 2020, Chișinău, 2020, p. 50-55.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy; OJ:L327, Dec 22, 2000, 1–73.
- Jurminskaia O., Bagrin N., Zubcov E. Evaluarea schimbărilor componenței chimice și calității apei în bazinul hidrografic al fluviului Nistru În: Culegere de lucrări „Modificări funcționale ale

ecosistemelor acvatice în contextul impactului antropic și al schimbărilor climatice”, Institutul de Zoologie, Chișinău, Republica Moldova, 6 noiembrie 2020, p.10-16

- Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance=Ghid de prelevare a probelor hidrochimice și hidrobiologice. Ed.: Toderaș Ion et al. Chișinău: S.n., 2015 (Tipografia ”Elan Poligraf”), 64 p.
- Lebedenco L., Nabokyn M., Andreev N. The state of zooplankton communities in the lower Dniester area under the conditions of river regulation and actual climatic changes. Proceedings of the 10th International Conference of Zoologists ”Sustainable use and protection of animal world in the context of climate change”, Chișinău, 16-17 September 2021.
- Munjiu O., Andreev N. Zoobenthos of the Dniester river on the territory of the Republic of Moldova for the period 2018-2021. Proceedings of the 10th International Conference of Zoologists ”Sustainable use and protection of animal world in the context of climate change”, Chișinău, 16-17 September 2021.
- Guidance on the Monitoring of Water Quality and Assessment of the Ecological Status of Aquatic Ecosystems editors: Bilețchi Lucia, Zubcov Elena. „Tipografia Centrală”, 2021, 92 p.
- Zubcov E., Andreev N., Bulat D. Determinarea schimbărilor mediului acvatic, evaluarea migrației și impactului poluanților, stabilirea legităților funcționării hidrobiocenozelor și prevenirea consecințelor nefaste asupra ecosistemelor (abordări, oportunități, realizări). Materialele Simpozionului ”Modificări funcționale ale ecosistemelor acvatice în contextul impactului antropic și al schimbărilor climatice”, 6 noiembrie 2020, Chișinău, p.4-9.
- Zubcov E., Bagrin N., Andreeva N., Zubcov N., Borodin N. Impact of hydropower construction on the Dniester flow of suspended solids. In: Hydropower impact on river ecosystem functioning. Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, 8-9 October 2019a, pp. 135-139 (în limba rusă).
- Zubcov E., Bagrin N., Andreeva N., Bilețchi L., Zubcov N. Long-term dynamics of mineralization and main ions in the Dniester water. In: Proceedings of the International Conference ”Hydropower impact on river ecosystem functioning”, Moldova, 8-9 October 2019b, pp. 130-134 (în limba rusă).
- Zubcov E., Toderaș I., Zubcov N., Bilețchi L. Cap. IV Repartizarea, migrația și rolul metalelor în apele de suprafață. In: Microelementele în componentele biosferei și aplicarea lor în agricultură și medicină. Monografie colectivă. Coordonator Simion Toma. Ed. Pontos, 2016, p.78-107. ISBN 978-9975-51-724-9.
- Zubcov E., Zubcov N. The dynamics of the content and migration of trace metals in aquatic ecosystems of Moldova. E3S Web of Conferences, 1, 32009. In: Proceedings of the 16th International Conference on Heavy Metals in the Environment, Rome, Italy. Published online: 23 April 2013. DOI: 10.1051/e3s-conf/201301320097.
- Zubcov E. Influence of hydroconstruction on the ecological state of the Dniester river. Akademos, Revistă de Știință, inovare, cultură și artă, Nr.2-3 (7), 2007, p.23-29 (în limba rusă).
- Water Conflicts and Resistance Issues and Challenges in South Asia. Edited by Venkatesh Dutta. Published July 30, 2021 by Routledge India, 314 p.
- Dams and Development: a New Methodological Framework for Decision Making. Report of the World Commission on Dams. M.: World Wildlife Fund (WWF), 2009, 200 p. (în limba rusă).

MONITORINGUL HIDROLOGIC AL ECOSISTEMELOR FLUVIALE

Onishchenko Eduard, Matygin Alexander
Centrul Hidrometeorologic al Mării Negre și Azov

Necesitatea organizării unei monitorizări complete a anumitor parametri hidrologici ai sistemelor fluviale în condiții de impact antropic și de schimbări climatice este determinată de aspectele de mediu, recreative, biologice și de gestionare a apei, care sunt prevăzute atât în directivele UE, cât și în regulamentele naționale ([Instructions for hydrometeorological stations and posts, 1978](#); [Methodical recommendations on hydrometeorological monitoring of surface water masses of the category „Rivers”, 2019](#); [Monitoring Protocol for assessment of the impact of hydropower on river ecosystem functioning, 2020](#); [Regulamentul privind cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață, 2013](#)).

Observațiile ar trebui să reflecte toate fazele majore ale regimului hidrologic. Volumul de observații ar trebui să fie suficient pentru a determina relațiile statistice dintre nivelul și debitul apei și așa parametri precum turbiditatea, salinitatea, temperatura, transparența, culoarea etc.

Observații urgente periodice asupra nivelului apei

Observațiile hidrologice standard sunt efectuate la posturile hidrologice (de 2 ori pe zi) la orele 08:00 și 20:00. Pe fl. Nistru, în aval de barajul CHE-1, sunt situate posturi hidrologice în aval de or. Novodnestrovsk, Moghilev-Podolsk, Bender, Dubăsari, Maiaki, care efectuează observații standard periodice asupra nivelului (debitului) apei, scurgerii substanțelor în suspensie (turbiditate), temperaturii apei și a aerului, cantității de precipitații.

În timpul inundațiilor de primăvară și a viiturilor pluviale, când nivelul apei sporește brusc, observațiile asupra nivelului se efectuează mai frecvent decât în cazul observațiilor hidrologice standard, la intervale regulate: după 1, 2 sau 4 ore ([Instructions for hydrometeorological stations and posts, 1978](#)).

La stațiile automate de măsurare, observațiile sunt efectuate continuu și sunt transmise prin intermediul canalului de internet cu o discreție de 1 oră. Aceste stații de măsurare sunt situate în aval de CHE-2 pe fl. Nistru în limitele Republicii Moldova: în s. Naslavcea - la 658 km, or. Soroca - la 545 km, s. Vadul lui Vodă - la 286 km de la confluența fluviului cu limanul Nistrean. Datele pot fi găsite pe site-ul http://nistru.meteo.gov.ua/en/autoposts_operational_data/.

Principalele caracteristici hidrologice ale scurgerii sunt:

- debitul apei Q , m^3/s ;
- volumul scurgerii W , m^3 sau km^3 ;
- modulul debitului q , $m^3/(s \cdot km^2)$;
- stratul scurgerii h , mm ;
- nivelul apei H , cm .

Șirurile temporale ale valorilor acestor caracteristici sunt, de obicei, utilizate pentru descrierea particularităților dinamicii scurgerii pentru diferite perioade de timp (intervale). Datele hidrometrice, colectate pe parcursul unei perioade suficient de lungi, oferă posibilitatea de a determina caracteristicile hidrologice clasate, folosind funcții de distribuție a probabilității de depășire analitică și empirică (curbe de probabilitate). Pe baza numeroaselor studii din domeniul calculelor hidrologice, au fost identificate principalele

legi ale distribuției parametrilor hidrologici. Construcția unei curbe de probabilitate empirică prevede calculul probabilității fiecărui membru din șirurile clasate.

Determinarea caracteristicilor hidrologice calculate ar trebui efectuată pe baza șirurilor omogene de observații. Evaluarea omogenității șirului de observații hidrologice se realizează pe baza analizelor genetice și statistice ale datelor inițiale de observație.

Pentru a cuantifica omogenitatea statistică, se aplică:

- criteriile devierilor bruște ale valorilor extreme în distribuția empirică (criteriile lui Smirnov - Grubbs și Dixon);
- criteriile omogenității dispersiilor selective (criteriul lui Fisher);
- criteriile mediilor selective (criteriul lui Student).

1. Probabilitatea empirică a depășirii caracteristicii hidrologice clasate P_m , % este determinată prin formula:

$$P_{m,\%} = \frac{m}{n+1} 100, \quad (1)$$

unde: m - numărul de ordine al elementelor unui șir al caracteristicii hidrologice, aranjate în ordine descrescătoare, n - numărul total de membri în șirul dat.

Curba de probabilitate, construită conform formulei (1), face posibilă determinarea valorii caracteristicii hidrologice clasate cu probabilitatea de depășire necesară. De exemplu, valoarea nivelului H cu probabilitatea 1% de securitate indică posibilitatea apariției acestuia o dată la 100 de ani.

Curbele empirice ale distribuției probabilităților anuale sunt construite pe pătratele probabilităților. Tipul pătratelor probabilităților este selectat în conformitate cu funcția analitică acceptată de distribuție a probabilităților și a raportului obținut dintre coeficientul de asimetrie C_s și coeficientul de variație C_v .

În cazul eterogenității șirului de observații hidrometrice (condiții diferite de formare

a scurgerii), este permisă utilizarea curbelor trunchiate și compuse ale distribuției probabilităților anuale de exces.

2. Parametrii curbelor analitice de distribuție - valoarea medie multianuală a caracteristicii hidrologice calculate, de exemplu, scurgerea $\bar{Q}$; coeficientul de variație C_v ; raportul dintre coeficientul de asimetrie și coeficientul de variație C_s/C_v - se stabilește, conform șirurilor de observații hidrometrice ale caracteristicii hidrologice clasate examinate, prin metoda probabilității maxime sau metoda momentelor.

Pentru distribuția gama a lui Kritsky-Menckel, determinată în baza a trei parametri, coeficientul de variație C_v și coeficientul de asimetrie C_s pot fi determinați prin metoda probabilității maxime, în funcție de statisticile λ_2 și λ_3 , calculate prin formulele:

$$\lambda_2 = \left(\sum_{i=1}^n \lg k_i \right) / (n-1), \quad (2)$$

$$\lambda_3 = \left(\sum_{i=1}^n k_i \lg k_i \right) / (n-1), \quad (3)$$

unde: k_i - coeficientul modular al caracteristicii hidrologice examinate (în acest exemplu - Q), determinat prin formula

$$k_i = \frac{Q_i}{\bar{Q}}, \quad (4)$$

unde: Q_i - valoarea medială anuală a debitului apei în anul i ; $\bar{Q}$ - media aritmetică a debitului apei în perioada de observare, calculată prin formula:

$$\bar{Q} = \sum_{i=1}^n Q_i / n, \quad (5)$$

Conform valorilor obținute pentru statisticile λ_2 și λ_3 , coeficienții de variație și asimetrie sunt determinați cu ajutorul nomogramelor.

Coeficienții de variație calculați $\tilde{C}_v$ și $\tilde{C}_s$ pot fi determinați prin metoda momentelor, folosind formulele:

$$\tilde{C}_v = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (k_i - 1)^2}{n-1}}; \quad (6)$$

$$\tilde{C}_s = \frac{\left[n \sum_{i=1}^n (k_i - 1)^3 \right]}{\left[\tilde{C}_v^3 (n-1)(n-2) \right]}, \quad (7)$$

Coeficientul de variație (variabilitate) $\tilde{C}_v$ (6) caracterizează intensitatea fluctuațiilor caracteristicii hidrologice calculate în raport cu valoarea medie. Cu cât este mai mare $\tilde{C}_v$, cu atât este mai mare amplitudinea oscilației $\tilde{C}_s$ (7) care caracterizează gradul de asimetrie al distribuției. Dacă abaterile pozitive (ani cu nivel înalt al apei) se repetă mai rar decât abaterile negative (dar au un interval mai semnificativ), atunci asimetria este considerată pozitivă.

Monitorizarea apelor râurilor aflate sub influența construcțiilor hidroenergetice

Rețeaua actuală de observații asupra regimului hidrologic și a indicatorilor de calitate a apei, precum și sistemul de desfășurare a observațiilor asupra anumitor bazine acvatice nu pot asigura completamente obținerea unor date veridice, care sunt supuse ulterior prelucrării și analizei. Motivul este colectarea rară și neregulată a probelor, precum și numărul insuficient de puncte de observare. De principiu, această problemă poate fi rezolvată numai prin organizarea unei monitoring adecvat.

În aspectul anual

Hidrograma anuală a valorilor medii diurne ale scurgerii, bazate pe valorile medii lunare, permite:

- estimarea timpului apariției și a caracteristicilor cantitative ale valorilor maxime și minime ale scurgerii în perioada apelor mari (inundații), a etiajului, a viiturilor;
- compararea modificării scurgerii anuale înainte și după reglarea cursului de apă, pentru a determina eficiența redistribuirii scurgerii pe anotimpuri;
- evaluarea eficienței deversărilor ecologice ale Complexului Hidroenergetic Nistean, care sunt menite să mențină

condițiile ecologice la un nivel favorabil pentru viața organismelor acvatice.

În aspect diurn

În cazul studiilor detaliate asupra fenomenelor cu o durată mai scurtă (inundații, topirea stratului de zăpadă, pomparea bruscă a unor volume mari de apă din râu etc.), este necesar să se ia în considerare hidrograma bazată pe valorile medii ale datelor pentru o perioadă de 10 zile sau de 24 de ore.

Pe de o parte, barajele centralelor hidro-electrice (CHE) reglează volumul scurgerii, prevenind inundațiile catastrofale, iar pe de altă parte, sunt obligate să asigure viața normală a ecosistemului râului pe toată lungimea sa. În acest aspect, observațiile asupra nivelului (scurgerii) în segmentele importante ale râului ar trebui analizate cu o discreție de la 1 la 24 de ore, în funcție de dinamica schimbărilor de nivel, cauzate de un val de inundație sau de deversare ecologică.

Indicatorul descrie impactul construcțiilor artificiale (baraje) sau al captării apei asupra diversității tipurilor de scurgere a apei ([Methodical recommendations on hydrometeorological monitoring of surface water masses of the category „Rivers”, 2019](#)).

Variații frecvente zilnice ale scurgerii apar, de regulă, în aval de CHE, unde funcționarea turbinelor se modifică des (adesea zilnic). Creșterile dramatice ale nivelului apei pot rezulta din:

- deversări de apă, care pot determina creșterea sau scăderea nivelului cu mai mult de 5 cm/oră;
- funcționarea CHE (modificări zilnice ale deversărilor), când modificările pot apărea treptat și nivelul apei crește sau scade cu o viteză mai mică de 5 cm/oră.

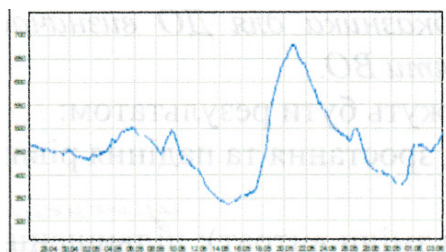
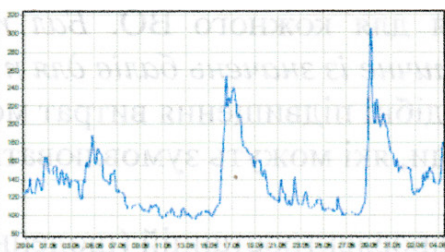
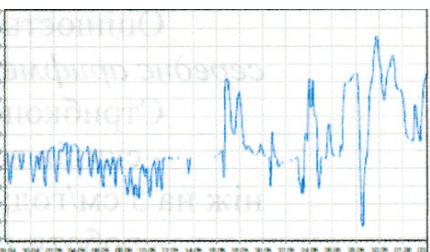
În tabelele 2.1a, b și în figurile explicative sunt prezentate estimările cantitative și calitative ale fluctuațiilor zilnice ale scurgerii și nivelului apei, care caracterizează dinamica torentului de apă.

Tabelul 2a. Estimarea indicatorului „Impactul modificărilor zilnice ale scurgerii”.

Evaluări cantitative

1	2	3	4	5
Nu există perturbări sau modificări zilnice ale scurgerii, sau impactul construcțiilor hidronergetice se manifestă prin modificări ale scurgerii care durează <2% de zile pe an (7 zile), care duc cel puțin la o creștere sau scădere dublă a scurgerii, sau la modificări ale nivelului apei > 5 cm/oră	Impactul construcțiilor hidronergetice se manifestă prin modificări ale scurgerii care durează de la 2% la 5% de timp pe parcursul unui an, ceea ce duce la cel puțin o creștere sau scădere dublă a scurgerii sau la modificări ale nivelului apei > 5 cm/oră	Impactul construcțiilor hidronergetice se manifestă prin modificări ale scurgerii care durează de la 5% la 20% de timp pe parcursul unui an, ceea ce duce la cel puțin o creștere sau scădere dublă a scurgerii sau la modificări ale nivelului apei > 5 cm /oră	Impactul construcțiilor hidronergetice se manifestă prin modificări ale scurgerii care durează de la 20% la 40% de timp pe parcursul unui an, ceea ce duce la cel puțin o creștere sau scădere dublă a scurgerii sau la modificări ale nivelului apei > 5 cm/oră	Impactul construcțiilor hidronergetice se manifestă prin modificări ale scurgerii care durează > 40% de timp pe parcursul unui an, ceea ce duce la cel puțin o creștere sau scădere dublă a scurgerii sau la modificări ale nivelului apei > 5 cm/oră

Tabelul 2b. Evaluări calitative și aspectul graficelor corespunzătoare.

1	2	3
Nu se observă fluctuații bruște ale scurgerii (<5% din timp pe parcursul anului)	Fluctuațiile bruște ale scurgerii sunt observate rareori (de la 5% la 20% din timp pe parcursul anului)	Fluctuațiile bruște ale scurgerii sunt observate des (20% din timp pe parcursul anului)
		

Pe lângă observațiile standard asupra nivelului apei, pentru a descrie impactul construcțiilor hidrotehnice și a schimbărilor climatice asupra ecosistemului fl. Nistru, trebuie incluse în programul de monitorizare și următoarele caracteristici ale apei: temperatura apei, turbiditatea, transparența, culoarea, viteza, mineralizarea. Aceste informații, pe lângă descrierea influenței antropice și climatice asupra regimului hidrologic, vor permite coordonarea volumului și perioadei scurgerii apei în aval de baraj, reieșind din condițiile meteorologice în bazinul

hidrografic al Nistrului medial și inferior și, astfel, vor contribui la asigurarea funcționalității ecosistemului fluvial, crearea condițiilor favorabile de dezvoltare a hidrobionților și conservarea diversității hidrobiocenozei fluviale.

Temperatura apei râului

Observațiile asupra temperaturii apei se efectuează zilnic, la ore standard. Poluarea termică antropogenă a apei și modificările climatice afectează semnificativ regimul de

oxigen și intensitatea proceselor de autoepurare în ecosistemele fl. Nistru medial și inferior (Zubcov, 2007; 2012). Drept urmare, echilibrul natural al fl. Nistru este perturbat, adesea ireversibil, și se formează condiții ecologice speciale care afectează negativ, în general, procesele funcționării hidrobiocenozelor (Zubcov ș.a., 2020; Zubcov et al., 2019b; Jurminskaia ș.a., 2020).

Temperatura apelor râurilor neafectate de activitatea umană este, în general, determinată de condițiile naturale (*Analysis of the impact of the reservoirs of the Dniester HPPs on the state of the Dniester River*, 2019). Cu toate acestea, în imediata vecinătate a barajului, unde are loc deversarea apei, ar trebui amplasate mai multe puncte de observare asupra temperaturii, pentru a urmări modificarea ei de-a lungul albiei râului. Drept argument este faptul că vara apa deversată în aval de barajul CHE-1 are o temperatură cu până la 8°C mai mică, iar iarna - cu până la 6°C mai mare decât temperatura naturală sezonieră a apei în acest segment de râu (*Analysis of the impact of the reservoirs of the Dniester HPPs on the state of the Dniester River*, 2019).

Pentru măsurarea temperaturii apei în stratul de suprafață, se folosesc diferite termometre, clasic fiind termometrul TM-10 într-un cadru metalic OT-51. Termometrul este scufundat la o adâncime de 0,4 - 0,5 m și menținut timp de 5-10 min. Temperatura apei este măsurată cu o precizie de 0,1°C.

Pentru a descrie modificarea diurnă cel puțin a temperaturii apei, conținutului de oxigen dizolvat, valorilor pH, turbidității, nivelului, vitezei apei și altor parametri fizico-chimici, este necesară instalarea echipamentului în aval de barajul CHE-2, care ar putea furniza informație on-line, cu o discreție de la 15 min până la 4-6 ore.

Acest echipament ar oferi posibilitatea de a evidenția procesele care se petrec în fl. Nistru sub influența Complexului Hidroenergetic Nistrian, informația dată fiind necesară

pentru păstrarea și valorificarea durabilă a resurselor principalei artere acvatice transfrontaliere, de valoare vitală, pentru Moldova și Ucraina.

De menționat și faptul că partenerul PP5, în procesul implementării proiectului BSB165, a întărit partea logistică a institutului pentru investigații hidrometeorologice, inclusiv hidrologice în Ucraina.

Turbiditatea apelor râului

Turbiditatea apei se datorează prezenței în ea a diferitelor tipuri de impurități mecanice în suspensie: particule de nisip, argilă, nămol, substanțe organice și anorganice în suspensie, plancton și diverse microorganisme. Mărimea particulelor care determină turbiditatea apei este de 0,004-1,0 mm.

Probele unice standard pentru determinarea turbidității apei la posturile hidrologice sunt colectate, de regulă, zilnic în perioada observațiilor hidrologice. În cazul unor fluctuații diurne bruște ale nivelului apei, se recomandă efectuarea observațiilor de mai multe ori pe parcursul a 24 de ore. Timpul optim pentru observarea turbidității în perioadele cu viituri și inundații este ales pe baza studierii dinamicii diurne a turbidității, stabilite în baza observațiilor frecvente. În timpul inundației, se efectuează cel puțin 8-10 măsurători, de preferință distribuite uniform conform amplitudinii nivelului apei și fazelor de creștere și scădere a inundației. În perioada viiturilor pluviale, la fiecare vârf al nivelului apei se efectuează o măsurare a turbidității la creștere și scădere (*Instructions for hydrometeorological stations and posts*, 1978).

Reglarea scurgerii Nistrului a condus la o scădere bruscă a cantității de particule suspendate (aproximativ de 10 ori) în avalul barajului, precum și la o schimbare a structurii spațio-temporale a turbidității de-a lungul fluviului. În consecință, intensitatea pro-

ceselor de autoepurare a apelor s-a redus, compoziția substanțelor suspendate și cea a sedimentelor subacvatice a fost influențată negativ, ceea ce a dus la creșterea excesivă a macrofitelor pe toată lungimea râului din avalul Complexul Hidroenergetic Nistrea (Zubcov, 2012; Zubcov et al., 2019a). Prin urmare, pentru o monitorizare optimă a turbidității în secțiunile reglate ale râului, trebuie respectate regulile de măsurare a turbidității la valorile extreme de creștere și scădere a nivelului apei (Instructions for hydrometeorological stations and posts, 1978).

La determinarea în laborator a turbidității, cantitatea de particule în suspensie (scurgerea substanțelor solide) este măsurată prin filtrarea unui volum cunoscut al unei probe de apă prin filtre cu diametrul porilor nu mai mare de 45 μm . Rezultatul măsurării este exprimat în mg/dm^3 . În cazul investigațiilor clasice hidrochimice mai detaliate, se determină cantitatea suspensiilor minerale și organice.

În prezent, pentru determinarea turbidității, inclusiv *in situ*, sunt utilizate aparatele numite nefelometre. FNU (eng. Formazin Nephelometric Unit) este utilizată drept unitate oficială de măsură a turbidității. Numeric, turbiditatea exprimată în unități FNU diferă de cea măsurată în unități „după caolin” - mg/dm^3 (1 FNU = 0,58 mg/dm^3 de caolin) (EN ISO 7027-1-2016 Water quality).

Transparență

Transparența apelor naturale se datorează culorii și turbidității acestora, adică conținutului în ele a diferitor substanțe organice și minerale colorate și suspendate. Cele mai simple metode pentru determinarea proprietăților optice ale apelor includ determinarea adâncimii de dispariție a vizibilității unui disc alb (discul Secchi) și evaluarea culorii apei conform scării cromatice.

La determinarea transparenței direct în bazinul acvatic (*in situ*) se folosește un disc

metalic alb, cu diametrul de 300 mm. Observațiile asupra transparenței apei cu ajutorul discului alb sunt efectuate din partea umbrei, în timp ce discul în sine ar trebui să fie iluminat de razele directe ale soarelui. Transparența este determinată după cum urmează: discul este coborât încet în apă și, la limita vizibilității, este înregistrată adâncimea dispariției sale, apoi, coborând-ul cu 0,5 - 1,0 m, este ridicat și adâncimea vizibilității sale este notată din nou. Valoarea medie a două adâncimi este o măsură de transparență, adică înălțimea coloanei de apă în cm la care discul alb este încă observat.

Pentru a determina transparența în laborator, se utilizează metoda Snellen, a cărei esență este citirea fontului standard de sus printr-o coloană de apă. Un font standard este plasat sub un cilindru de 60 cm înălțime și 3-3,5 cm în diametru la o distanță de 4 cm de jos, proba analizată este turnată în cilindru. Metoda de determinare cantitativă a transparenței se bazează pe determinarea înălțimii coloanei de apă, la care este încă posibil să se distingă (să se citească) vizual un font negru cu înălțimea de 3,5 mm și lățimea liniei de 0,35 mm pe un fundal alb. Metoda utilizată este unificată și corespunde ISO 7027 (EN ISO 7027-1-2016 Water quality - Determination of turbidity - Part 1: Quantitative methods; Guidance on the Monitoring of Water Quality and Assessment of the Ecological Status of Aquatic, 2020). Rezultatele sunt exprimate în centimetri (tabelul 2.2).

Tabelul 2.2. Caracteristicile transparenței apelor

Transparență	Unitate de măsură, cm
Transparență	Mai mult de 30
Puțin tulbure	Mai mult de 25 și până la 30
Mediu tulbure	Mai mult de 20 și până la 25
Tulbure	Mai mult de 10 și până la 20
Foarte tulbure	Mai puțin de 10

Culoarea apei

Culoarea apelor naturale se datorează, în principal, prezenței substanțelor humice, compușilor ferici și a coloranților sintetici. Cantitatea acestor substanțe în apă depinde de condițiile geologice, de caracteristicile solumurilor din bazinul hidrografic etc. Apele uzate de la întreprinderi pot crea, de asemenea, o culoare destul de intensă a apei.

Există o tehnică standard pentru compararea vizuală a culorii probei de apă cu culoarea soluțiilor, rezultatul cantitativ este exprimat în unități de culoare (grade) ale lui Hazen în conformitate cu scara platină-cobalt ([ISO 2211:1973 Liquid chemical products](#)). Acest standard se aplică lichidelor pure, ușor colorate, a căror culoare corespunde cu culoarea maro-galbenă a scării platină-cobalt. Tehnica necesită o pregătire destul de complicată a reagenților și disponibilitatea echipamentului adecvat. Culoarea probei este observată în conformitate cu scara general acceptată care caracterizează culoarea apei. În ultimul timp aceste investigații sunt realizate prin metode spectrofotometrice. La fel, și investigațiile *in situ* sunt efectuate cu ajutorul echipamentului bazat pe spectrofotometrie, prin comparare eșantioanelor de apă cu o serie de standarde.

Bibliografie

- Instructions for hydrometeorological stations and posts. Issue 6, part 1. Hydrological work on large and middle rivers. L.: Gidrometeoizdat, 1978, 384 p. (în limba rusă).
- Methodical recommendations on hydrometeorological monitoring of surface water masses of the category «Rivers». DSNS of Ukraine, Kyiv, 2019, 71 p. (în limba ucraineană).
- Analysis of the impact of the reservoirs of the Dniester HPPs on the state of the Dniester River. Report of the Moldovan-Ukrainian expert group. Thematic Supplement to the Transboundary Diagnostic Analysis of the Dniester River Basin. Vienna-Geneva-Kyiv-Chisinau, 2019, 62 p. (în limba rusă).
- Monitoring Protocol for assessment of the impact of hydropower on river ecosystem functioning. Chișinău, 2020
- EN ISO 7027-1-2016 Water quality - Determination of turbidity - Part 1: Quantitative methods (ISO 7027-1:2016)
- Guidance on the Monitoring of Water Quality and Assessment of the Ecological Status of Aquatic Ecosystems/Ministry of Education, Culture and Research, Institute of Zoology; editors: Bilețchi Lucia, Zubcov Elena. - Chișinău: „Tipografia Centrală”, 2020, 92 p.
- ISO 2211:1973 Liquid chemical products - Measurements of the color in Hazen units (platinum-cobalt scale).
- Regulamentul cu privire la cerințele de calitate pentru apele de suprafață. HG RM nr. 890 din 12.11.2013. Monitorul Oficial nr. 262 - 267, 22 noiembrie 2013.
- Zubcov E. Influence of hydroconstruction on the ecological state of the Dniester river. Akademos, Revistă de Știință, inovare, cultură și artă, Nr.2-3 (7), 2007, p.23-29 (în limba rusă).
- Zubcov E. Starea actuală a fluviului Nistru. Akademos, Revistă de Știință, inovare, cultură și artă, 2012, nr.4 (27), p. 99-102
- Zubcov E., Bagrin N., Andreeva N., Zubcov N., Borodin N. Impact of hydropower construction on the Dniester flow of suspended solids. In: Hydropower impact on river ecosystem functioning. Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, 8-9 October 2019a, pp. 135-139 (în limba rusă).
- Zubcov E., Andreev N., Bulat D. Determinarea schimbărilor mediului acvatic, evaluarea migrației și impactului poluanților, stabilirea legităților funcționării hidrobiocenozelor și prevenirea consecințelor nefaste asupra ecosistemelor (abordări, oportunități, realizări). Materialele Simpozionului “Modificări funcționale ale ecosistemelor acvatice în contextul impactului antropic și al schimbărilor climatice”, 6 noiembrie 2020, Chișinău, p.4-9.
- Zubcov E., Bagrin N., Andreeva N., Bilețchi L., Zubcov N. Long-term dynamics of mineralization and main ions in the Dniester water. In: Proceedings of the International Conference “Hydropower impact on river ecosystem functioning”, Moldova, 8-9 October 2019b, pp. 130-134 (în limba rusă).
- Jurminskaia O., Bagrin N., Zubcov E. Evaluarea schimbărilor componenței chimice și calității apei în bazinul hidrografic al fluviului Nistru. Materialele Simpozionului “Modificări funcționale ale ecosistemelor acvatice în contextul impactului antropic și al schimbărilor climatice”, 6 noiembrie 2020, Chișinău, p.10-16

MONITORIZAREA FITOPLANCTONULUI ȘI IDENTIFICAREA ROLULUI LUI ÎN FUNCȚIONAREA ECOSISTEMELOR ACVATICE

Ungureanu Laurenția¹, Grandova Maria², Kovalișina Svetlana²,
Tumanova Daria¹, Ungureanu Grigore¹

¹Institutul de Zoologie, ²Centrul Științific Ucrainean al Ecologiei Mării

Studiul legităților funcționării ecosistemelor acvatice, a productivității acestora și calității apei au o deosebită importanță în condițiile eutrofizării și poluării continue. Interpretarea proceselor ecologice și elaborarea unui pronostic al modificărilor ecosistemelor acvatice sunt imposibile fără investigații multilaterale ale mecanismelor de formare și restructurare a comunităților de alge planctonice - producători de bază ai substanței organice și factori importanți ai calității apelor naturale. Stabilirea legităților formării și funcționării fitoplanctonului și relevarea influenței factorilor de mediu asupra acestui proces, în condițiile intensificării presiunii antropice, contribuie la elaborarea teoriei productivității biologice, a metodelor de dirijare a funcționării și valorificării durabile a ecosistemelor acvatice. În decursul investigațiilor multianuale au fost perfecționate continuu metodele de studiu, ceea ce a permis cercetătorilor algologi să obțină rezultate performante, competitive pe plan internațional (Ungureanu, 2011).

Complexitatea cercetărilor fitoplanctonului derivă din multitudinea aspectelor abordate privind funcționarea comunităților de alge planctonice în ecosisteme acvatice de diferite tipuri (Ungureanu et al., 2018; Ungureanu ș.a., 2020; Ungureanu ș.a., 2020a).

În aspectul monitorizării și evaluării influenței hidroenergeticii și a schimbărilor climatice asupra comunităților de alge, este important

să divizăm speciile de alge în 2 grupe - caracteristice pentru ape curgătoare și pentru ape stagnante. Raportul dintre aceste grupe sau dominarea uneia dintre aceste grupe denotă schimbările provocate de barajarea râurilor, modificarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice conform caracteristicilor hidrologice.

Specii de alge limnofile:

Microcystis aeruginosa f. *flos-aquae* (Wittr.) Elenk., *Anabaena spiroides* f. *Woronichiniana* Elenk., *Anabaena verrucosa* B.Peters. f. *verrucosa*, *Oscillatoria granulata* Gardner f. *granulata*, *Navicula lacustris* Greg., *Navicula hungarica* Grun., *Navicula placentula* (Ehr.) Grun. f. *placentula*, *Navicula gastrum* Ehr. var. *gastrum*, *Gyrosigma fasciola* Ehr., *Amphora venata* Kutz. var. *venata*, *Cymbella amphicephala* Nag. var. *amphicephala*, *Gomphonema parvulum* (Kutz.) Grun. var. *parvulum*, *Gomphonema lanceolatum* Ehr. var. *lanceolatum*, *Gomphonema gracile* Ehr. var. *gracile*, *Gomphonema ventricosum* Greg. f. *ventricosum*, *Nitzschia apiculata* (Greg.) Grun., *Nitzschia constricta* (Greg.) Grun. f. *constricta*, *Nitzschia amphibia* Grun var. *amphibia*, *Nitzschia hantzschiana* Rabenh., *Surirella turgida* W.Sm. var. *turgida*, *Surirella robusta* var. *splendida* Ehr., *Goniocloris spinosa* Pasch., *Glenodinium berolinense* (Lemm.) Lind. var. *berolinense*, *Trachelomonas armata* (Ehr.) Stein var. *armata*, *Tra-*

Chelomonas Playf. var. *scabra*, *Strombomonas planctonica* (Wolosz.) Popova var. *planctonica*, *Euglena oblonga* Schmitz, *Euglena ehrenbergii* Klebs var. *ehrenbergii*, *Lepocinclis ovum* var. *major* (Hub.-Pestol.) Conr., *Lepocinclis teres* (Schmitz.) France, *Chlamydomonas globosa* Snow., *Chlamydomonas reinhardtii* Dang., *Carteria klebsii* (Dang.) France, *Eudorina elegans* Ehr., *Volvox aureus* Ehr., *Ankyra ancora* F.issajevii (Kissel), *Pediastrum borianum* var. *longicorne* Reinsch., *Pediastrum duplex* var. *reticulatum* Lagerh., *Dictyosphaerium chlorellioides* (Naum.) Komarek et Perman, *Scenedesmus sempervirens* Chodat., *Closterium braunii* Reinsh., *Closterium acerosum* f. *elongatum* (Breb.) Kossinsk, *Closterium venus* Kutz. var. *venus*, *Cosmarium undulatum* Corda

Specii de alge reofile:

Romeria elegans (Wolosz.) Koczw, *Rhizosolenia longiseta* Zacharias, *Navicula cuspidata* f. *primigena* Dipp., *Pinnularia viridis* (Nitzsch.) Ehr., *Surirella robusta* Ehr. var. *robusta*, *Tetraedriella spinigera* Skuja, *Tetraplektron acutum* f. *laevis* (Bourr.) Ded.Stscheg., *Ophiocytium lagerheimii* Lemm., *Trachelomonas incerta* var. *punctata* Lemm., *Strombomonas tambowica* (Swir.) Defl., *Strombomonas gibberosa* (Playf.) Defl. var. *gibberosa*, *Euglena fenestrata* Elenk., *Euglena tripteris* var. *major* Swir., *Monomorphina splendens* (Pochm.) Popova, *Desmatracum indutum* (Geitl.) Pasch., *Ankyra ancora* F. *spinosa* (Korsch.) Fott, *Closterium lanceolatum* Kutz., *Staurastrum crenulatum* (Nag.) Delp.

Investigațiile fitoplanctonului și evaluarea producției primare a fitoplanctonului și a destrucției materiei organice stau la baza determinării nivelului de troficitate, eutrofizării corpurilor de apă, cunoașterea cărora este necesară pentru evaluarea proceselor de autoepurare și poluare secundare (Ungureanu et al., 2019; Ungureanu ș.a., 2020).

Principiile de bază ale colectării și prelucrării ulterioare a probelor de fitoplancton sunt ex-

puse în diverse ghiduri (Hötzel, Croome, 1999), inclusiv elaborate recent în corespundere cu cerințele UE (Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015; Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020).

Probele de fitoplancton trebuie colectate sezonier. Pentru monitorizarea suplimentară a efectelor de scurtă durată ale construcțiilor hidroenergetice, probele ar trebui colectate înainte de deversarea unor volume mari de apă, în timpul deversării și săptămânal pe parcursul unei luni după deversare.

Punctele de colectare a probelor sunt selectate în conformitate cu principiile comune, reeșind din obiectivele puse: în amonte și în aval de o sursă punctiformă de poluare, cum ar fi o stație de tratare a apelor uzate, o porțiune de râu îndiguită sau un afluent; în amonte și în aval de o sursă de impact ecologic major, cum ar fi un lac de acumulare construit în scop hidroenergetic; la anumite intervale de-a lungul segmentului de râu studiat, pentru a cerceta distribuția longitudinală a fitoplanctonului.

Se va da preferință colectării probelor de la mijlocul cursului de apă, dintr-o barcă sau de pe un pod. De regulă, probele sunt colectate din stratul de la suprafața apei și cel de fund (cu ajutorul vasului Niskin); dacă adâncimea este mai mică de 3 m, atunci probele pot fi colectate numai din stratul de suprafață al apei. În acest caz, este mai bine de colectat probele de fitoplancton la mijlocul cursului de apă, la 0,5 m sub suprafața apei. În lipsa unei bărci, colectarea probei poate fi efectuată de la țărm fie cu ajutorul unui prelevator manual cu tijă telescopică (cu o lungime mai mare de 3 m), la capătul căruia se fixează vasul de sticlă în care va fi colectată proba, fie intrând în râu la o distanță de cel puțin 3 m de pe mal și prin utilizarea diferitor accesorii de colectare (Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015; Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020).

În cazul unei stațiuni de colectare a probelor, un rezultat statistic mai bun poate fi obținut prin colectarea mai multor probe, din puncte ușor diferite, și prelucrarea probelor la un nivel mai mic de precizie

O practică bună este colectarea simultană a probelor de fitoplancton și a probelor hidrochimice, în vederea determinării parametrilor care au un rol major în dezvoltarea fitoplanctonului: fosforul mineral, azotul mineral, oxigenul dizolvat, pH-ul, silicații (Ungureanu et al., 2018; Ungureanu ș.a., 2020; Ungureanu ș.a., 2020a).

Pentru analiza clorofilei *a*, se ia o probă separată de 0,5 l sau 1 l. O probă vie colectată cu ajutorul fileului panctonic (dimensiunea ochiurilor - de la 25 până la 35 μ m), recoltată suplimentar la proba obișnuită de apă, poate fi utilă la identificarea speciilor de talie mai mare. Se recomandă utilizarea unei fișe standard de câmp a probelor de fitoplancton, pentru a asigura înregistrarea corespunzătoare a tuturor probelor colectate și a măsurătorilor efectuate în câmp. Fișa standard de câmp a probei va facilita, de asemenea, înregistrarea probei în laborator și raportarea ulterioară a datelor. Pe lângă colectarea probelor de fitoplancton și a celor hidrochimice, este util de a face notițe cu privire la culoarea și mirosul apei, prezența spumei, direcția și puterea vântului (Hötzel, Croome, 1999).

În cazul cercetărilor cantitative ale fitoplanctonului, 1-2 l de apă se fixează cu soluție tampon de formaldehidă. Pentru a pregăti o soluție apoasă de 20% de formaldehidă (CH_2O), se amestecă părți egale de formalină (40% CH_2O) și acid acetic concentrat. Pentru fixare, la 100 ml de probă de apă se adaugă 2 ml de formaldehidă acidificată (concentrația finală de CH_2O ar trebui să fie de 0,4%). Apoi probele sunt lăsate pentru sedimentare pentru aproximativ două săptămâni, apoi decantate lent până la volumul de 20-30 ml. Sedimentarea se efectuează într-un cilindru cu dimensiuni ce corespund volumului probei, acordând 6 ore pentru fiecare 1 cm de coloană de apă la 20 °C (Hötzel, Croome, 1999).

După perioada de sedimentare, 90% din partea superioară a coloanei de apă este sifonată cu grijă, fără a deranja algele sedimentate. Restul volumului este scuturat ușor și introdus într-un alt cilindru, de dimensiuni corespunzător mai mici, apoi sedimentarea se repetă. Aceste două sedimentări oferă posibilitatea obținerii probei concentrate cu un volum de 20-30 ml. Înainte de analiză, proba este agitată ușor și o parte din ea (subprobă) este transferată în camera de numărare și lăsată să se sedimenteze înainte de numărare.

Caracteristicile structurale și funcționale ale comunităților fitoplanctonice

Sunt stabiliți următorii parametri ai fitoplanctonului: abundența, biomasa și compoziția taxonomică. Structura comunității fitoplanctonice este descrisă prin contribuția a 5 filumuri principale de alge în crearea biomasei fitoplanctonului. Identificarea taxonomică a speciilor și numărarea celulelor se efectuează la microscopul optic Mikmed-5 (600x) în subprobe de 0,05 ml, cu utilizarea ghidurilor de identificare.

Biomasa fitoplanctonului este calculată prin metoda similarității geometrice, echivalând formele celulelor cu formele geometrice corespunzătoare și presupunând că volumul celulei de 1 mm^3 este egal cu 1 pg. Calitatea apei este estimată pe baza biomasei totale a fitoplanctonului și a speciilor de alge, care sunt indicatori ai saprobității (CSN EN 15204 *Water quality - Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique)*).

Clasele de calitate a apei din ecosistemul dat sunt determinate în conformitate cu regulamentele cu privire la cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață, aprobate la nivel național (Regulamentul privind cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață, 2013; *Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems*, 2020).

Cunoașterea legităților funcționării comunităților fitoplanctonice și a biocenozelor acvatice, în general, contribuie substanțial la rezolvarea unei game de probleme vizând valorificarea sustenabilă a resurselor acvatice. Fitoplanctonul reprezintă unul din producătorii primari ai ecosistemelor acvatice. Prin activitatea lor vitală, algele planctonice contribuie la productivitatea biologică a ecosistemelor acvatice, indiferent dacă procentul de participare la aceasta este mare sau redus. Pe de altă parte, în mod indirect ele participă la productivitatea biologică totală a ecosistemelor acvatice, deoarece constituie o parte a hranei animalelor la diferite nivele trofice. Producția primară și destrucția substanțelor organice determină caracterul eficacității proceselor producționale în ecosistemele acvatice (Mineeva, 2009; Ungureanu ș.a., 2020a).

Raportul A/R se schimbă în timpul poluării și autopurificării, prin urmare poate fi folosit pentru caracteristica nivelului de impurificare organică în ecosisteme și a componentei substanțelor ce-l impurifică. Cu cât este mai înalt nivelul de pătrundere în ecosistem a substanțelor organice alohtone, cu atât mai mult acestea influențează echilibrul proceselor de producție-destrucție. S-a dovedit că gradul de iluminare a straturilor de apă, temperatura, transparența, regimul hidrologic al apei influențează dezvoltarea fitoplanctonului, nivelul producției primare și al destrucției substanțelor organice în diferite tipuri de ecosisteme acvatice, însă multe aspecte ale acestor fenomene necesită investigații minuțioase (Ungureanu et al., 2018; Ungureanu ș.a., 2020; Ungureanu ș.a., 2020a).

Conform valorilor biomasei fitoplanctonului, producției primare în stratul fotic (A), în coloana de apă (A/m^2) și raportului proceselor producțional-destrucționale (A/R), Nistrul inferior poate fi atribuit categoriei ecosistemelor eutrofe, periodic mezotrofe, iar lacul de acumulare Dubăsari și sectorul mijlociu al fl. Nistru -categoriei ecosistemelor eutrofe, periodic politrofe (Ungureanu ș.a., 2020a).

Bibliografie

- Hötzel G., Croome R. A phytoplankton methods manual for Australian freshwaters. LWRDC Occasional Paper 22/99, 1999, 58 p.
- CSN EN 15204 Water quality - Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique). <http://www.en-standard.eu/csn-en-15204-water-quality-guidance-standard-on-the-enumeration-of-phytoplankton-using-inverted-microscopy-utermohl-technique>
- Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance=Ghid de prelevare a probelor hidrochimice și hidrobiologice. Ed.: Toderaș Ion et al. Chișinău: S.n., 2015 (Tipografia "Elan Poli-graf"), 64 p.
- Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems. Editors: Bilețchi Lucia, Zubcov Elena. Chisinau: S.n, 2020 (Î. S. F.E.-P. „Tipografia Centrală”), 92 p.
- Ungureanu L. Diversitatea și particularitățile funcționării comunităților fitoplanctonice în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova. Autoreferat al tezei de doctor habilitat în biologie, Chișinău, 2011, 60 p.
- Regulamentul privind cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață. Hotărârea Guvernului Republicii Moldova Nr. 890 din 12.11.2013
- Ungureanu L., Zubcov E., Tumanova D., Borodin N., Bagrin N., Ungureanu G. Factors which determine productivity of phytoplankton of the Dniester River. Journal of Academy of Sciences of Moldova. Life Sciences, 2018, Nr. 3 (336), pp.12-22
- Ungureanu L., Zubcov E., Tumanova D., Bagrin N., Ciorba P., Ungureanu G. Factorii determinanți ai dezvoltării fitoplanctonului în râul Prut. Buletinul Academiei de Științe a Moldovei, Științele vieții, 2020, Nr. 2(341), p. 39-46
- Ungureanu L., Tumanova D., Ungureanu G. Productivitatea fitoplanctonului fluviului Nistru și lacului de acumulare Dubăsari în condițiile impactului factorilor naturali și antropici. Materialele simpozionului "Modificări funcționale ale ecosistemelor acvatice în contextul impactului antropic și al schimbărilor climatice", Chișinău, Republica Moldova, 6 noiembrie 2020a, p.37-41
- Mineeva N.M. Primary production of plankton in the Volga reservoirs. Yaroslavl: IBVV RAS, 2009, 277 p. (RU)

MONITORIZAREA NEVERTEBRATELOR PLANCTONICE ȘI RECOMANDĂRI PENTRU IDENTIFICAREA ACESTORA

Lebedenco Liubovi¹, Nabokin Mikhailo², Kovalishina Svetlana²

¹Institutul de Zoologie, ²Centrul Științific Ucrainean de Ecologie a Mării

În ecosistemele lotice, toate procesele de dezvoltare a comunităților de nevertebrate planctonice (zooplancton), menite să asigure o ordine structurală și funcțională, sunt întrerupte sistematic de perturbări. Modificările au un caracter diferit în funcție de natura lor. Modificările sunt clasificate în funcție de natura originii lor - hidrologice naturale (abateri ale momentului și puterii inundațiilor, viiturilor pluviale și secetelor, formarea sedimentelor etc.), antropice (modificări ale morfometriei canalului, încărcăturii de poluanți etc.). Totodată, aceste modificări pot fi pe termen scurt, cum ar fi creșterea nivelului apei în urma precipitațiilor abundente, inundațiilor, sau deversările substanțelor poluante, dar pot fi și stabile, atunci când o schimbare bruscă a condițiilor este însoțită de menținerea ulterioară a unei noi stări. Comunitatea zooplanctonică este un sistem dinamic care, datorită sensibilității sporite, tipului nutritional de filtrare, precum și ciclului de viață relativ scurt, reacționează relativ rapid la schimbările condițiilor de mediu (habitat). Acest lucru este exprimat în modificarea structurii și a indicatorilor funcționali (Lebedenco, 2020).

Fluctuațiile regimului hidrologic pe parcursul anului se reflectă asupra dezvoltării comunităților zooplanctonice în ecosistemele fl. Nistru și r. Prut. Compoziția specifică și parametrii cantitativi ai zooplanctonului dintr-un ecosistem curgător rămân aproximativ constanți într-o perioadă de timp, astfel că apariția sau dispariția bruscă a unor specii

poate indica schimbări în calitatea apei. Din acest punct de vedere, un program de monitoring al structurii comunităților zooplanctonice, desfășurat pe o perioadă lungă de timp, poate elucida aspectele legate de starea ecologică a ecosistemelor curgătoare și poate face diferența dintre efectele normale induse de succesiunea anotimpurilor în comunitatea zooplanctonică și modificările de natură antropogenă (Lebedenco, 2020; Lebedenco et al., 2021).

Pentru colectarea cantitativă și calitativă a zooplanctonului din râu, cel mai des se folosește fileul tip Apstein, fabricat din plasă cu ochiuri fine. Dimensiunea recomandată a ochiurilor de plasă este de 100 μm (Aleksandrov et al., 2014, [Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015](#); [Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020](#)).

Colectarea probelor cantitative se realizează prin filtrarea unei cantități cunoscute de apă prin plasa planctonică în conformitate cu standardele ISO și ghidurilor elaborate recent (SM SR ISO 5667-6:2011; SM SR EN 15110:2012; [Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015](#); [Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020](#)). Se recomandă de a filtra de la 50 până la 500 l de apă, cu toate acestea, specialistul care efectuează colectarea poate micșora sau crește acest volum.

Colectarea probelor poate fi efectuată și

prin turnarea apei de râu prin plasă (Tevyahova, 2009). De preferință, se utilizează un vas Patalas sau, în absența acestuia, o găleată cu un volum cunoscut. Un alt mod de colectare a zooplanctonului în lac este tragerea pe orizontală sau verticală a plasei. În acest caz, se recomandă instalarea unui debitmetru mecanic pe plasă, pentru o măsurare mai precisă a volumului de apă care a trecut prin plasă. Este important ca plasa să fie trasă cu o viteză de cel puțin 1 m/s, pentru a evita pierderea celor mai active organisme în timpul colectării de probe. Când viteza de curgere a apei este suficient de rapidă (mai mare de 1 m/s), plasa poate fi pur și simplu ținută în râu pentru un anumit timp, pentru a estima volumul apei filtrate. În cazul colectării probei calitative, nu este necesară o măsurare precisă a apei filtrate, cu toate acestea, volumul de apă filtrată ar trebui să fie de câteva ori mai mare decât volumul filtrat pentru probele cantitative.

Înainte de colectarea zooplanctonului, specialistul apreciază vizual numărul și suprafața tuturor biotopilor în stațiunea data de colectare. Se recomandă colectarea a 1-6 probe din fiecare biotop, în funcție de suprafața pe care o ocupă. În bazinele acvatice cu ape curgătoare, este obligatorie colectarea din punctele cu o curgere vizibilă a apei (viteza apei de peste 20 cm/s). Se recomandă colectarea probelor cu o frecvență de 10-14 zile.

Materialul zooplanctonic colectat este fixat cu soluție de ligol sau formaldehidă imediat după prelevare (SM SR ISO 5667-6:2011; SM SR EN 15110:2012; Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015). Formaldehidă nu trebuie să depășească concentrația de 2-4% (adică 5-10 ml de formol de 40% se adaugă la 100 ml de probă).

În laborator, probele sunt concentrate până la un volum de 20-200 ml, în funcție de abundența zooplanctonului, și sunt analizate folosind microscopie moderne și ghiduri

de identificare. Pentru a obține un rezultat veridic din punct de vedere statistic, se recomandă analiza volumului fiecărei probe, care va conține cel puțin 100 de indivizi din fiecare dintre cele 4-5 specii principale (Kojova, Melinik, 1978). Taxonomia ar trebui să corespundă celei prezentate pe site-ul WoRMS (<http://www.marinespecies.org/>).

De regulă, numărarea organismelor zooplanctonice se efectuează cu ajutorul camerei Bogorov, în două sau trei repetări, folosind echipament sofisticat, cum este binocularul stereo zoom Discovery V8 ZEISS. Densitatea numerică (N) a nevertebratelor planctonice se exprimă în numărul de indivizi la 1 m³ și prezintă un parametru esențial în caracterizarea din punct de vedere cantitativ a comunităților biotice din ecosistemele acvatice - cele reținute de fileul zooplanctonic de prelevare a probelor. Identificarea speciilor zooplanctonice este efectuată cu ajutorul microscopului Axio Imager A2 (ZEISS), utilizând determinatoarele și literatura specializată (Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance, 2015; Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020).

Organismele zooplanctonice se identifică până la ranguri taxonomice inferioare maximum posibile: larve de copepode - cel puțin până la subordin (*Cyclopoida*, *Calanoida*, *Harpacticoida*), adulți de cladocere și copepode - până la specii, rotifere - până la gen și specii. Biomasa (B, mg/m³) comunităților zooplanctonice este calculată prin înmulțirea densității cu masele individuale medii ale fiecărei specii. Estimarea stării ecosistemelor acvatice investigate și calității apei este efectuată prin analiza saprobiologică, bazată pe principiile propuse de sistemul saprobionților. Evaluarea claselor de calitate a apelor fl. Nistru și r. Prut în baza comunităților zooplanctonice este efectuată conform valorilor-limită prezentate în regulamentul național (Lebedenco, 2020).

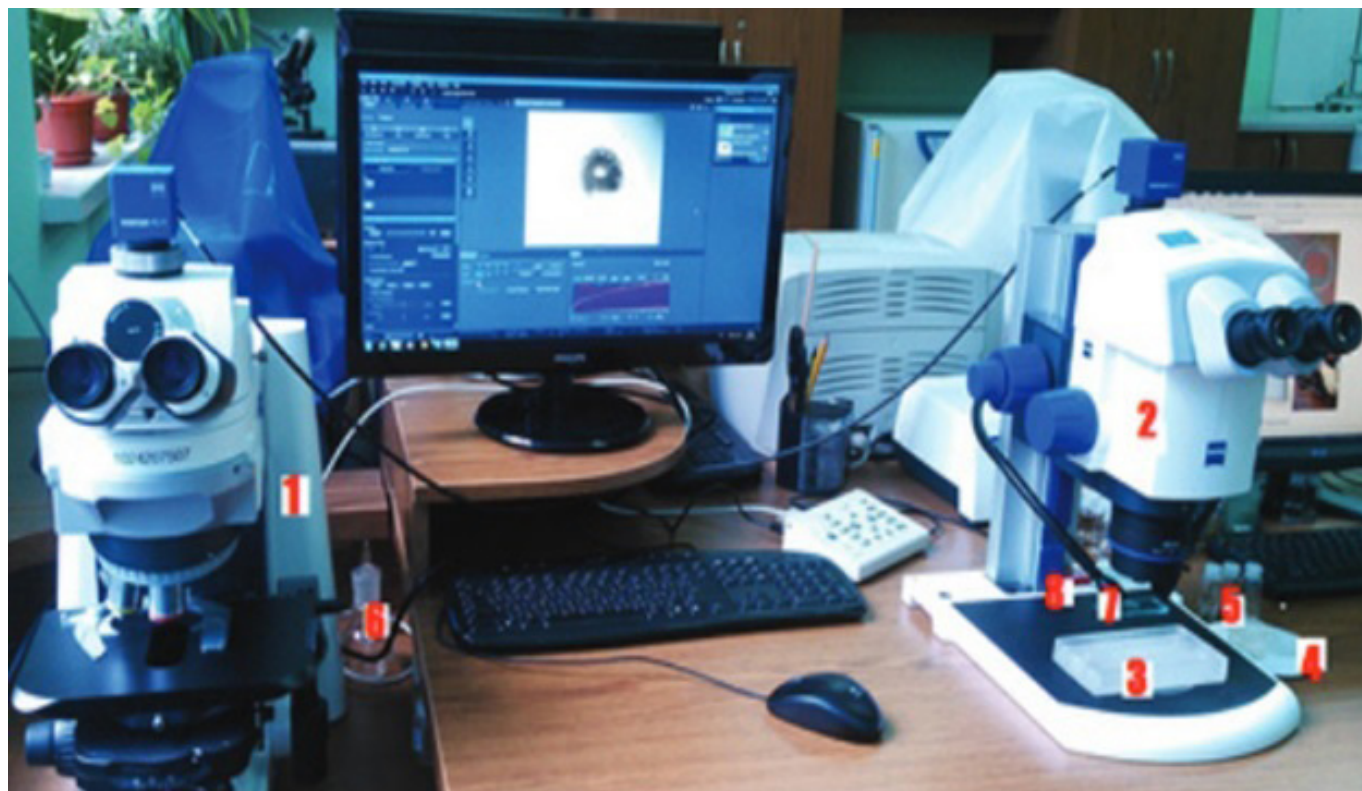


Fig. 4.1. 1 - microscop; 2 - lupă binoculară; 3 - cameră Bogorov; 4 - ceașcă Petri;
5 - flacoane de sticlă; 6 - vas cu alcool; 7 - lame portobiect; 8 - lamele



Fig. 4.2. Microscop Axio Imager A.2 (Zeiss) computerizat

Actualmente există mai multe metode computerizate pentru investigarea nevertebratelor planctonice (*figurile 4.1-4.2*), care micșorează posibilele abateri din cauza factorului uman ([Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems, 2020](#)).

Caracteristicile structurale și funcționale ale comunităților zooplanctonice

Parametrii principali care trebuie înregistrați în cazul nevertebratelor planctonice sunt:

- 1) densitatea numerică și biomasa zooplanctonului;
- 2) numărul de specii și indicii de biodiversitate;
- 3) indicele de saprobitate;
- 4) ponderea și coraportul dintre grupele sistematice principale de zooplancton.

Investigarea schimbărilor în structura comunităților și a populațiilor anumitor specii și grupuri taxonomice necesită un set individual de date și criterii pentru fiecare regiune. Cu toate acestea, în cazul fl. Nistru cei mai promițători par a fi următorii parametri ai zooplanctonului:

- 1) % Rotifera;
- 2) % Copepoda;
- 3) indicele de diversitate Shannon-Weaver;
- 4) indicele de saprobitate.

Biomasa totală, indicele de diversitate Shannon-Weaver și indicele de saprobitate sunt indicatori buni ai stării ecologice și ai eutrofizării. Cele mai mici valori ale biomasei au fost observate în anii '70 ai secolului trecut, în perioada așa-numitei hipereutrofizări. În acea perioadă indicele de saprobitate a fost înalt.

La compararea datelor actuale privind starea deltei Nistrului cu datele istorice, se observă o scădere a ponderii rotiferelor de la 74% în medie pe an în 1949-52 ([Iaroshenko, 1957](#)) până la 31% în 2016-2020 ([Nabo-](#)

[kin, 2020; Lebedenco et al., 2021](#)). Micșorarea ponderii rotiferelor poate fi asociată cu consecințele hidroconstrucției, mai exact cu nivelul scăzut al apei și acumularea de nămol - condiții nefavorabile pentru acest grup, deoarece aparatul lor de filtrare se umple cu particule de nămol.

Zooplanctonul, ca cel mai dinamic component al nevertebratelor acvatice, se caracterizează printr-o dezvoltare neuniformă, perturbări ale populației atât în ceea ce privește structura cantitativă și calitativă, cât și dinamica acestora. Specificul reacțiilor zooplanctonului la schimbarea mediului, în special, la fluctuațiile nivelului apei s-a exprimat prin restructurarea componenței diversității specifice și fluctuația parametrilor cantitativi ai dezvoltării zooplanctonului în ecosistemele acvatice. Dezvoltarea zooplanctonului în ecosistemele fl. Nistru și r.Prut este strict influențată de condițiile regimului hidrologic al acestor râuri. În monitorizarea bazinelor acvatice, datorită condițiilor în continuă schimbare, însoțite de schimbări climatice și intensificarea factorului antropic, componența și parametrii cantitativi ai zooplanctonului denotă stabilitatea ecosistemelor acvatice. Starea ecologică a ecosistemelor investigate, conform parametrilor comunităților zooplanctonice, corespunde zonei β-mezosaprobe, iar calitatea apei se caracterizează ca moderat poluată ([Lebedenco, 2020](#)).

Bibliografie

- Aleksandrov B., Arashkevich E., Gubanova A., Korshenko A. Black Sea monitoring guidelines: mesozooplankton. Publ. EMBLAS Project, BSC, 31, 2014
- Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance=Ghid de prelevare a probelor hidrochimice și hidrobiologice. Ed.: Toderaș Ion et al. Chișinău: S.n., 2015 (Tipografia "Elan Poli-graf"), 64 p.
- Guidance on the monitoring of water quality and assessment of the ecological status of aquatic ecosystems. Editors: Bilețchi Lucia,

- Zubcov Elena. Chisinau: S.n, 2020 (Î. S. F.E.-P. „Tipografia Centrală”), 92 p.
- Lebedenco L., Nabokyn M., Andreev N. The state of zooplankton communities in the lower Dniester area under the conditions of river regulation and actual climatic changes. Proceedings of the 10th International Conference of Zoologists ”Sustainable use and protection of animal world in the context of climate change”, Chişinău, 16-17 September 2021
 - Lebedenco L. Evaluarea stării comunităţilor zooplanctonice în condiţiile schimbării mediului acvatic. Materialele simpozionului “Modificări funcţionale ale ecosistemelor acvatice în contextul impactului antropic şi al schimbărilor climatice”, Chişinău, Republica Moldova, 6 noiembrie 2020, p. 42-45
 - SM SR EN 15110:2012 Calitatea apei. Ghid pentru prelevarea zooplanctonului din ape stătătoare.
 - SM SR ISO 5667-6:2011 Calitatea apei. Prelevare. Partea 6: Ghid pentru prelevarea probelor din râuri şi cursuri de apă.
 - Regulamentul privind cerinţele de calitate a mediului pentru apele de suprafaţă. Hotărârea Guvernului Republicii Moldova Nr. 890 din 12.11.2013.
 - Kojova O.I., Melinik N.G. Instructions for proceeding of plankton samples by counting method. Irkutsk: IGU, 1978, 52 p. (în limba rusă)
 - Nabokin M. V. Long-term changes in the zooplankton of the Dniester delta. EU Integration and Management of the Dniester River Basin, Proceedings of the International Conference, Chisinau, October 8-9, 2020. Chisinau: Eco-TIRAS, 2020, pp. 216-219 (în limba rusă)
 - Tevyashova O. E. Collection and processing of zooplankton samples in fish farm ponds. A guide (with a key to main freshwater species). Rostov-on-Don: FGUP “AzNIIRKH”, 2009, 84 p. (în limba rusă).
 - Iaroshenko M. F. Hydrofauna of the Dniester river. M: Publishing House of the Academy of Sciences of SSSR, 1957, 168 p. (în limba rusă)
 - World Register of Marine Species (WoRMS) <http://www.marinespecies.org/>

RECOMANDĂRI PRIVIND MONITORIZAREA ȘI IDENTIFICAREA BENTOSULUI

Kovalișina Svetlana¹, Ciujekova Tatiana¹, Munjiu Oxana²

¹Centrul Științific Ucrainean de Ecologie a Mării, ²Institutul de Zoologie

Pentru colectarea cantitativă și calitativă a nevertebratelor macrobentice, se utilizează următoarele instrumente de colectare, în funcție de adâncimea și tipul substratului:

- 1) benele Petersen și Ekman (suprafața de captură de 0,025 m²) sunt utilizate pe sedimente moi (nămol, nisip, detrit) și la adâncimi de peste 1,5 m;
- 2) prelevatorul Surber (suprafață de captură de 0,025 m²) este utilizat pe toate tipurile de substrat și la adâncimi de până la 1,5 m;
- 3) draga dreptunghiulară cu lățimea deschizăturii de 0,35-0,50 m și distanța de captură de până la 3 m este utilizată pe toate tipurile de substrat și la adâncimi de peste 1,5 m;
- 4) ramele (25x25 cm) sunt utilizate pe toate tipurile de substrat, în special, în ape puțin adânci și în apropierea malului;
- 5) plasele de mătase sau nailon cu dimensiunea ochiurilor de 333 μm sunt utilizate pe substraturile moi și în desigurile de macrofite submerse;
- 6) raclete de fund (cu plasă cu ochiuri de 500-1000 μm);
- 7) capcane de drift.

Dacă se utilizează o plasă cu deschidere pătrată de 25x25 cm, atunci suprafața totală colectată este egală cu 0,075 m². Racletele sunt utilizate pentru colectarea probelor pe substraturi mixte și dure, inclusiv pe construcțiile artificiale.

Colectarea se face la trei transecte de-a lungul râului, aflate la aproximativ 10 m dis-

tanță una de alta. Transectele trebuie plasate în diagonală în direcția amonte. Colectarea este începută la transectul din aval și continuată în direcția amonte. La fiecare transect sunt acordate 5 min pentru colectarea manuală de pe pietrele scufundate și resturile mari de lemn. Proba colectată manual este păstrată separat de alte probe.

Colectarea în derivă (de drift) poate fi efectuată folosind metoda „cositului”, atunci când o plasă este târâtă timp de 3 min împotriva curentului de apă sau la o distanță de un metru, sau prin instalarea unei capcane de drift timp de 15-30 min, în dependență de viteza apei. În ambele cazuri procedura se repetă de trei ori. De asemenea, în același scop, pot fi efectuate colectări însoțite de tulburarea sau lovirea cu piciorul a substratului, timp de 15 secunde, pe suprafețe de 0,5 m² (pentru a viziona tehnica acestui tip de colectare, accesați <https://www.youtube.com/watch?v=yoFK4hCu42c>).

Important de reținut:

- colectarea trebuie efectuată pe toate tipurile posibile de substrat/biotopuri de fund din stațiunea dată de colectare (pietre, rămășițe mari de lemn, nisip, nămol, construcții artificiale etc.);
- numărul colectărilor cantitative trebuie să fie cel puțin 3 în fiecare biotop, cu suprafața minimă a unei probe de 0,075 m²;
- în cazul colectării calitative, suprafața colectată a substratului ar trebui să fie mai mare - cel puțin 1 m².

Identificarea taxonomică a speciilor este efectuată cu ajutorul microscopelor moderne și a ghidurilor de identificare, iar sistematica ar trebui verificată cu Fauna Europea <http://fauna-eu.org/>.

Caracteristicile structurale și funcționale ale comunităților bentonice

Parametrii principali care trebuie determinați în cazul nevertebratelor bentonice sunt:

- 1) numărul de încrengături;
- 2) încrengăturile dominante - primele 5 încrengături clasate conform ponderii (%) în formarea biomasei totale a nevertebratelor bentonice;
- 3) coraportul dintre speciile reofile și cele limnofile;
- 4) structura comunității.

Schimbările în structura comunității sunt asociate cu dinamica populațiilor speciilor luate în parte și necesită un set de date pentru fiecare regiune. Cu toate acestea, unii autori din Europa și America de Nord ([Feld et al., 2012](#); [Hering et al., 2010](#); [Hershkovitz et al., 2015](#); [Langlois et al., 2018](#); [Lawrence et al., 2010](#); [Li et al., 2012](#); [Woznicki et al., 2016](#); [Xiaocheng et al., 2008](#); [Arkansas Aquatic Nuisance Species Management Plan, 2013](#)) recomandă un șir de parametri care sunt potriviți atât pentru cercetarea modificării regimului termic, cât și a debitului apei:

- 1) % EPT (suma Ephemeroptera, Plecoptera și Trichoptera), atât în ceea ce privește diversitate alfa, cât și abundența totală;
- 2) $\frac{\%EPT(\text{euritermic, apă caldă})}{\%EPT(\text{stenotermic, apă rece})}$ (pentru a analiza efectul modificării temperaturii în prezența datelor pe termen lung);
- 3) Coleoptera, Diptera, Odonata (diversitatea);
- 4) % insectelor în abundența totală a nevertebratelor bentonice;

- 5) % organismelor acvatice primare (precum viermii plăți, Oligochaeta, Hirudines, Bivalvia, gasteropodele cu branhii, Crustacea);
- 6) % Bivalvia/Gastropoda (diversitatea)
- 7) % răpitorilor;
- 8) % insectelor cu aparat bucal pentru rupt și mestecat (de exemplu, larvele de Tipulidae, Limnephelidae ș.a.);
- 9) % insectelor cu aparat bucal pentru ros (de exemplu, Ephemeroptera, Orthocladiinae și altele);
- 10) % speciilor stenobionte.

Pentru a estima impactul hidroenergeticii asupra ecosistemului fl. Nistru, pot fi utilizați indicii care au la bază preferințele nevertebratelor acvatice față de scurgerea apei.

Indicele de tip Potamon (eng. PTI) ([Schöll, Haybach, 2000](#); [Schöll et al., 2005](#)) este conceput pentru cursurile mari de apă, pentru care rareori pot fi identificate condițiile de referință:

$$PTI = \frac{\sum_{i=1}^T (W_i * G_i \sum_{j=1}^N A_{i,j})}{\sum_{i=1}^T (G_i * \sum_{j=1}^N A_{i,j})},$$

unde: $A_{i,j}$ - abundența relativă a taxonului i ($1 \leq i \leq T$) în proba j ($1 \leq j \leq N$), $G_i = 2^{(5-W_i)}$, $W_i = 6 - ECO_i$.

ECO_i este clasa ecologică a taxonului i și oscilează de la 1 (indicator slab al Potamon) până la 5 (indicator puternic al Potamon). Clasele ecologice ale 317 taxoni sunt disponibile în Tab. 6 din [Schöll ș.a. \(Schöll et al., 2005\)](#). Autorii acestei lucrări au clasificat starea ecologică a unui ecosistem acvatic în dependență de valoarea PTI:

- clasa I - $1,00 < PTI < 1,90$ (stare ecologică foarte bună);
- clasa II - $1,91 < PTI < 2,60$ (bună);
- clasa III - $2,61 < PTI < 3,40$ (medie);
- clasa IV - $3,41 < PTI < 4,10$ (mediocră);
- clasa V - $4,11 < PTI < 5,00$ (rea).

Indicele nevertebratelor lotice pentru evaluarea scurgerii apei (eng. Lotic-inverte-

brate Index for Flow Evaluation, LIFE) (Exten-
ce, 1998; Turley et al., 2016, Review of hydro-
power plants influence on water quantity and
quality in Venta, 2017):

$$LIFE = \frac{\sum fs}{n}$$

Acest indice se bazează pe împărțirea fa-
miliilor de macronevertebrate într-unul din
cele 6 grupuri de scurgere a apei. Fiecare
grup este asociat cu cerințe diferite privind
scurgerea apei: I (scurgere rapidă), II (de la
scurgere moderată până la scurgere rapidă),
III (de la scurgere lentă până la scurgere rela-
tiv lentă), IV (scurgere lentă și ape stagnan-
te), V (ape stagnante) și VI (habitate afectate
de secetă). Acest indice poate fi calculat cu
ușurință folosind date istorice și este o opți-
une bună și ieftină pentru a evalua influența
modificărilor scurgerii apei.

Indicele danez al faunei cursului de apă
(eng. Danish Stream Fauna Index, DSFI)
(Lundsfryd et al., 2017; Skriver et al., 2000)
este calculat în baza sumei grupelor indi-
catoare pozitive (Tricladida, *Gammarus*, fie-
care gen din Plecoptera, fiecare familie
din Ephemeroptera, Elmis, Limnius, Elodes,
Rhyacophilidae, fiecare familie din Trichop-

tera, *Ancylus*) și negative (Oligochaeta >100,
Helobdella, *Erpobdella*, *Asellus*, *Sialis*, Psc-
hodidae, *Chironomus*, Eristalini, *Sphaerium*,
Lymnaea). Valoarea indicelui (clasa faunei)
este o funcție a prezenței taxonului indicator
selectat în combinație cu numărul grupurilor
de diversitate (Anexa 1).

Tabelul 5.1. Corelația dintre DSFI și starea
ecologică

Starea ecologică	foarte bună	bună	moderată	rea	foarte rea
DSFI	7	5-6	4	3	1-2

Soft-ul pentru calculator ASTERICS
(=AQEM/STAR Ecological River Classification)
(Versiunea 4.04) include aproape toți para-
metrii și indicii recomandați ([https://gewa-
esser-bewertung.de/files/asterics_4.0.4-se-
tup.zip](https://gewa-esser-bewertung.de/files/asterics_4.0.4-se-tup.zip)). Totodată, pentru cercetările au-
tecologice, poate fi utilizată baza de date
online <https://www.freshwaterecology.info/>.
Un exemplu de calculare a unor parametri cu
ajutorul instrumentului ASTERICS pentru Nis-
trul medial și inferior este prezentat în Ane-
xa 1, Tabelul 2.

Anexa 1

Tabelul 1. Indicele danez al faunei cursului de apă (eng. Danish Stream Fauna Index, DSFI).

Grupuri de indicatori (GI)	Număr de taxoni	Grupuri de diversitate			
		< -2	Între -1 și 3	4-9	10
Grupul de indicatori 1 (GI 1):					
<i>Brachyptem</i> , <i>Capnia</i> , <i>Leuctra</i> , <i>Isoperla</i> , <i>Isoper/a</i> , <i>Isoptena</i> , <i>Perlodes</i> , <i>Protonemura Siphonoperla</i> , Ephemeridae,	> 2 taxoni	-	5	6	7
<i>Limnius</i> , Glossosomacidae, Sericostomatidae.	1 taxon	-	4	5	6
Grupul de indicatori 2 (GI 2):					
<i>Amphinemura</i> , <i>Taeniopreryx</i> , Ametropodidae, Ephemere- rellidae, Heptageniidae, <i>Elmis</i> , Leptophlebiidae, Siphonuridae, <i>Elodes</i> , Rhyacophilidae, Goeridae, <i>Ancylus Dacă Asellus</i> >5, mergi la GI 3. Dacă <i>Chironomus</i> >5, mergi la GI 4		4	4	5	5
Grupul de indicatori 3 (GI 3):					
<i>Gammarus</i> >10, Caenidae, Alte Trichoptera >5 Dacă <i>Chironomus</i> > 5, mergi la GI 4		3	4	4	4
Grupul de indicatori 4 (GI 4):					
<i>Gammarus</i> >10, <i>Asellus</i> , Caenidae	>2 taxoni	3	3	4	
<i>Sialis</i> , Alte Trichoptera	1 taxon	2	3	3	-

Grupuri de indicatori (GI)	Număr de taxoni	Grupuri de diversitate			
		< -2	Între -1 și 3	4-9	10
Grupul de indicatori 5 (GI 5):					
<i>Gammarus</i> <10 Baetidae	>2 taxa	2	3	3	-
Simuliidae >25 Dacă Oligochaeta >100, mergi la GI 5, 1 taxon Dacă Eristalini > 2, mergi la GI 6	1 taxon sau dacă Oligochaeta >100	2	2	3	-
Grupul de indicatori 6 (IG 6):					
Tubificidae, Psychodidae, Chironomidae, Eristalini		1	1	-	-

Tabelul 2. Indicii macrozoobentosului calculați pentru fl. Nistru

Indici	Maiaki (Ucraina)	Palanca (Moldova)	Total
EPT- % taxonilor în abundența totală	0	5,051	4,63
EPT- numărul taxonilor	0	5	5
EPT [%] (clase de abundență)	0	5,051	4,63
Grup taxonomic (număr de taxoni)			
Turbellaria	0	1	1
Nematoda	0	1	1
Nematomorpha	0	1	1
Gastropoda	6	21	22
Bivalvia	3	6	8
Polychaeta	0	1	1
Oligochaeta	6	16	18
Hirudinea	0	2	2
Crustacea	2	10	11
Araneae	0	0	0
Ephemeroptera	0	1	1
Odonata	0	8	8
Plecoptera	0	0	0
Heteroptera	0	4	4
Trichoptera	0	4	4
Coleoptera	0	2	2
Diptera	3	20	23
Bryozoa	0	1	1
EPT-Taxoni	0	5	5
EPT/Oligochaeta	0	0,312	0,278
EPT/Diptera	0	0,25	0,217
EPTCBO (Eph., Ple., Tri., Col., Bivalv., Odo.)	3	21	23
Diversitatea Coleoptera, Diptera, Odonata	3	30	33
% Insecta abundența totală	15%	39%	39%
Tipuri de nutriție			
[%] rozători	13,5	15,354	14,537
[%] minieri	0	1,111	1,019
[%] masticatori	1	4,848	4,63
[%] colectori	35	27,475	27,037
[%] filtratori activi	19	15,354	15,926
[%] filtratori pasivi	6,5	0,202	1,389
[%] răpitori	3,5	17,879	17,037
[%] paraziți	0	2,222	2,037
[%] alte tipuri de nutriție	1,5	3,434	3,426
[%] nu există date disponibile	20	12,121	12,963
[%] (rozători)/(colectori + filtratori)	0,223	0,357	0,328
[%] xilofite+masticatori+filtratori activi+filtratori pasivi	26,5	20,404	21,944
Indici	Maiaki (Ucraina)	Palanca (Moldova)	Total
[%] masticatori (taxoni înregistrați* = 100%)	1,25	5,517	5,319
[%] colectori (taxoni înregistrați = 100%)	43,75	31,264	31,064
Filtratori activi/filtratori pasivi (toți taxonii)	2,923	76	11,467
Indicele LIFE	6,6	6,357	6,4
DSFI Grupuri de diversitate	2	2	3
% Bivalvia/Gastropoda (diversitate)	50%	29%	36%

* Taxonii înregistrați/luați la evidență în baza de date ASTERICS.

Bibliografie

- Arkansas Aquatic Nuisance Species Management Plan 2013, № August, pp. 1-266
- Extence C.A., Balbi D.M., Chadd R.P. Fiver flow indexing using british benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives 1999. № June 1998 (574), pp. 543-574.
- Feld C.C.K. et al. WISER Deliverable D5.1-2: Driver-Pressure-Impact and Response- Recovery chains in European rivers: observed and predicted effects on BQEs, 2012, p. 227.
- Hering D. et al. Monitoring the Responses of Freshwater Ecosystems to Climate Change / D. Hering, A. Haidekker, A. Schmidt-Kloiber, T. Barker, L. Buisson, et al., 2010, pp. 84-118
- Hershkovitz Y. et al. A multi-trait approach for the identification and protection of European freshwater species that are potentially vulnerable to the impacts of climate change. Ecological Indicators, 2015, (50), pp. 150-160
- Langlois T.J. et al. Marine Sampling Field Manual for Benthic Stereo BRUVS (Baited Remote Underwater Videos). Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters, 2018, № February, pp. 82-104.
- Lawrence J.E. et al. Long-term macroinvertebrate responses to climate change: Implications for biological assessment in mediterranean-climate streams. Journal of the North American Benthological Society, 2010, № 4 (29), pp. 1424-1440
- Li F. et al. The response of benthic macroinvertebrate communities to climate change: Evidence from subtropical mountain streams in Central China. International Review of Hydrobiology, 2012, № 3 (97), pp. 200-214
- Lundsryd M., Wiberg-larsen P., Jacobsen D. A long-term improvement in Danish stream fauna : Analyses of temporal dynamics and community alignment of a biotic index. Ecological Indicators, 2017, № July 2016 (81), pp. 47-53
- Schöll F., Haybach A. Der Potamon-Typie-Index-ein indikatives Verfahren zur ökologischen Bewertung großer Fließgewässer. Lösungsansätze für ein ökologisches Bewertungssystem des Zustandes deutscher, 2000
- Schöll F., Haybach A., König B. Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies-und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Hydrologie und Wasserwirtschaft, 2005, № 5 (49), pp. 234-247
- Skriver J., Friberg N., Kirkegaard J. Biological assessment of running waters in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI). Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 2000, № 4 (27), pp. 1822-1830
- Review of hydropower plants influence on water quantity and quality in Venta. 2017.
- Turley M.D. et al. A sediment-specific family-level biomonitoring tool to identify the impacts of fine sediment in temperate rivers and streams. Ecological Indicators, 2016 (70), pp. 151-165.
- Woznicki S.A. et al. Large-scale climate change vulnerability assessment of stream health. Ecological Indicators, 2016 (69), pp. 578-594
- Xiaocheng F. et al. Impacts of small hydropower plants on macroinvertebrate communities. Acta Ecologica Sinica, 2008, № 1 (28), pp. 45-52.

IHTIOFAUNA ÎN CONDIȚIILE IMPACTULUI CONSTRUCȚIILOR HIDROTEHNICE DIN ECOSISTEMELE RIVERANE

Bulat Denis, Bulat Dumitru, Usatîi Marin

Institutul de Zoologie

Efectele construcției lacurilor de acumulare Dubăsari (1953) și Novodnistrovsc (1980) pe fl. Nistru, a lacului Costești-Stânca (1978) pe r. Prut au provocat ruperea conectivității longitudinale, cu consecințe de perturbare a regimurilor hidrologic, termic, hidrochimic și hidrobiologic, ceea ce a cauzat un impact negativ major asupra diversității taxonomice și a productivității piscicole în sectoarele de albie.

Astfel, pentru evaluarea impactului construcțiilor hidrotehnice asupra faunei piscicole din ecosistemele lotice se utilizează diverse metode de capturare a peștelui (pasive sau active) prin efectuarea seriilor de pescuituri de 3 ori pe an în coincidență cu fazele principale ale ciclului vital al peștilor:

- **pescuitul** (năvod, ave, plase și traul) **de primăvară** (martie - aprilie) odată cu începutul cânduirii și migrării spre locurile de reproducere;
- **pescuitul** (năvod, ave, plase și traul) **de vară-toamnă** (august - septembrie) în timpul îngrășării grupelor de vârste juvenile cât și a grupelor de vârstă mature care sânt repartizate mai mult sau mai puțin uniform pe suprafața acvatorială;
- **pescuitul** (năvod, ave, plase și traul) **toamna târziu** (octombrie - noiembrie) în momentul migrației peștilor spre locurile adânci unde ierneză.

Pescuitul în aceste sezoane ne permite evidențierea particularităților comportamentului

sezonier și repartizarea peștilor, caracterul cărora poate fi modificat foarte mult de factorul hidromorfologic și hidrometeorologic.

O influență nefastă deosebită asupra condițiilor de reproducere a peștilor din sectorul medial și inferior al fluviului Nistru a avut-o edificarea barajului de la Novodnistrovsk. Ca urmare, au survenit perturbări în regimul termic (temperaturi scăzute în perioada de primăvară-începutul verii și ridicate în perioade de toamnă-iarnă). Această influență termică în aval de hidrocentrală provoacă diverse disfuncții în ciclurile vitale ale hidrobionților, iar la nivel celular – în procesul de gametogeneză. S-a demonstrat demararea perioadei reproductive la speciile de pești, precum *Rutilus rutilus*, *Rutilus heckelii*, *Esox lucius*, *Abramis brama* și *Sander lucioperca*, în termeni calendaristici mai târzii ca de obicei, ceea ce a condiționat reducerea perioadei de îngrășare a puietului și intrarea lui în perioada de iernare într-o stare fiziologică nesatisfăcătoare (Bulat, 2017; Usatîi ș.a., 2017).

Cele mai frecvente modificări la **nivelul sistemului reproductiv** la speciile de pești de apă dulce sunt: dezvoltarea asimetrică a ovarelor și testiculelor, forma lor atipică, modificarea duratei ovogenezei și spermatogenezei, deplasarea termenilor calendaristici ai reproducerii, cazuri de resorbție în masă a celulelor sexuale în ultimele faze de creștere trofoplasmatică, reducerea porțiilor de icre și micșorarea prolificității, dereglări în procesul

de vitelogeneză, micșorarea capacității de fecundare, micșorarea ponderii indivizilor capabili de reproducere, avortarea icrelor prin lezarea membranelor foliculare etc. (Chepur-nova, 1972).

Pentru aprecierea stadiilor de maturizare a produselor sexuale la speciile pești se poate conduce de următoarea tabelă (Tabelul 6.1).

La stadiile mature de dezvoltare determinarea sexului este ușor de realizat: la femelele adulte ovulele se disting ușor în ovare iar la masculi testiculele sunt netede, albicioase, în aparență negranulate. La multe specii de pești există dimorfism sexual, mai evident în perioadele de reproducere, evidențiat în schimbarea culorii (mai vii la masculi), porțiunile corpului (de obicei mai mari la femele), apariția de excrescențe (butoni nupțiali la masculii unor ciprinide).

Printre alți indicatori utilizați la evaluarea potențialului reproductiv se poate menționa (Pricope, 2013):

- **prolificitatea absolută** (individuală), reprezentând cantitatea totală de icre din ovarele peștilor.
- **prolificitatea relativă**, reprezentând numărul de icre ce revin la o unitate de greutate a peștelui.
- **raportul gonosomatic** (Rgs) are la bază corelația dintre greutatea ovarelor și greutatea corpului femelei și se calculează după relația:

$$Rgs = \frac{Go}{g} * 100, \quad (1)$$

unde:

- Go - greutatea ovarelor;
- g - greutatea peștelui;

Tabelul 6.1. Stadiile de maturare a gonadelor (scara Meyer corelată după Holden-Raitt)

Stadii		Caracteristici
I	<i>Imatur</i>	- produsele sexuale (ovarele și testiculele) foarte mici, sub forma unor fire lungi; - sunt situate aproape de coloana vertebrală; - ovarele de culoare roz-deschis spre alb, nu se disting celulele sexuale
II	<i>Început de maturare</i>	- gonadele subțiri au culoare cenușie-roz, sunt mai mult sau mai puțin simetrice; - la indivizii adulți, acesta este stadiul de repaus ce se instalează după depunerea icrelor; - la o viitoare maturare dezvoltarea gonadelor începe de la stadiul II
III	<i>Dezvoltare</i>	- gonadele ocupă aproape două treimi din cavitatea abdominală; - ovarele au culoare roșie-portocalie, oocitele se disting cu ochiul liber; - testiculele au culoare albă-cremoasă, la apăsare nu lasă lapți
IV	<i>Maturare</i>	- gonadele ocupă toată cavitatea abdominală; - testiculele au culoare alb-lăptoasă, la presare emit lapți; - ovarele au culoare portocalie-roșiatică, icrele sunt de formă sferică și sunt vizibile cu ochiul liber
V	<i>Reproducere</i>	- produsele sexual sunt eliminate la o ușoară apăsare a abdomenului; - icrele sunt transparente și mari, în ovare se disting și icre opace, imature.
VI	<i>După reproducere</i>	- gonadele moi și zbârcite ocupă circa jumătate din cavitatea abdominală; - ovarele sunt puternic vascularizate, mai pot conține icre degenerate; - testiculele cu resturi de spermă neeliminate

La nivel individual și populațional, sub influența presiunii antropice, se constată diverse disfuncții la pești, care pot servi drept indicatori fermi în procesul de evaluare a calității mediului.

În scopul analizei ihtiologice la nivel individual s-au folosit următoarele măsurători gravimetrice, indici și coeficienți:

Prin măsurători directe se determină următorii parametri biometrici:

- lungimea totală a corpului (L) - este distanța de la vârful botului până la vârful înotătoarei caudale (cm) ;
- lungimea standard a corpului (l) - distanța de la vârful botului la baza înotătoarei caudale (cm);
- lungimea capului (lc)- distanța de la vârful botului la marginea posterioară a osului opercular (cm);
- înălțimea (H) - distanța de la marginea spatelui până la linia abdomenului, în regiunea cea mai lată a corpului (cm);
- grosimea corpului (G) - distanța cea mai mare dintre flancurile peștelui (cm);
- circumferința corpului (C) - măsurată în zona grosimii maxime a peștelui (cm).

Caracterele gravimetrice se determină cu ajutorul cântarului electronic, care este ales în funcție de dimensiunile peștelui și precizia urmărită. Greutatea totală (g) este masa peștelui exprimată în grame. Greutatea individuală se determină pe exemplare vii (normale sau anesteziate), pe exemplare moarte de curând sau pe exemplare congelate. La aprecierea greutateii pe material conservat se fac anumite corecții în funcție de modalitatea de conservare (întru-cât se constată pierderi până la 5% din greutate). Pe lângă valoarea greutateii totale, se calculează greutatea corpului fără viscere, greutatea conținutului intestinal și greutatea gonadelor, valori care ulterior vor servi la aprecierea următorilor indici și coeficienți:

- **coeficientul de îngrășare (Fulton)**

$$I_g = \frac{g}{l^3} * 100, \quad (2)$$

- **sporul de creștere absolută**

$$G_2 - g_1, \quad (3)$$

- **indicele de umplere a intestinului (IU)**

$$IU = \frac{\text{Greutatea conținutului intestinal (g)}}{\text{Greutatea peștelui eviscerat (g)}} * 10\,000, \quad (4)$$

Determinarea vârstei peștilor dintr-un ecosistem acvatic natural sau antropic are o importanță teoretică și practică deosebită. În studiile asupra ihtiofaunei dintr-un ecosistem acvatic se impune cunoașterea exactă a vârstei peștilor pentru a putea stabili ritmul de creștere anuală și structura pe vârste a populațiilor din fiecare specie. Aceste date, în concurs cu alți indicatori importanți relevă capacitatea de reproducere a populației și arată bunăstarea populației în acel ecosistem. Pentru determinarea vârstei peștilor cel mai frecvent se utilizează principiul metodei anatomice care constă în faptul că la peștii din zona temperată, impregnarea cu calciu a unor organe osoase (solzi, otolite, radii, vertebre) nu este uniformă în cursul anului, ceea ce determină apariția unor inele de creștere la nivelul acestor organe (Pricope, 2013).

Pentru caracterizarea creșterii diferitelor specii de pești se folosește funcția *Bertalanffy*. Calcularea parametrilor de creștere k și t_0 poate fi efectuată prin fixarea prealabilă a valorii lui l_∞ ca valoare de intrare (Shibaev, 2007).

Această metodă se utilizează mai mult pentru speciile cu ciclul vital scurt, când valorile empirice gravimetrice maxime nu sunt afectate de pescuitul selectiv și corespund realităților, populațiile având o structură completă și bine echilibrată. Sau această valoare poate fi preluată din alte surse științifice unanim recunoscute, cu indicarea lor (de exemplu, fishbase.org) (Fish Base. A Global Information System on Fishes).

În studiul de față s-a aplicat relația *Ford-Walford* care necesită calcularea prealabilă a valorii l_∞ , utilizată la descrierea funcției *Bertalanffy* și permite, în condiții reale, pe baza datelor empirice, estimarea creșterii teoretice fiziologice maxime.

Astfel, lungimea peștelui de vârstă t va constitui:

$$l_t = l_{\infty} (1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (5)$$

respectiv, masa corpului peștelui:

$$w_t = w_{\infty} (1 - e^{-k(t-t_0)})^3 \quad (6)$$

unde:

$l(t)$ - lungimea standard a peștelui la vârsta t ;

$w(t)$ - masa corpului peștelui la vârsta t ;

l_{∞} - lungimea teoretică maximală a peștelui;

w_{∞} - masa teoretică maximală a peștelui, g;

k - constanta de creștere;

t_0 - vârsta teoretică la care lungimea peștelui este "0";

e - baza logaritmului natural.

În urma aplicării unui șir de transformări matematice, funcțiile date pot fi aduse la următoarele formule finale: $l_{t+1} = a + bl_t$ și, respectiv, $w_{t+1}^{\frac{1}{3}} = a + bw_t^{\frac{1}{3}}$

Pentru calcularea coeficienților a și b , a fost utilizată metoda celor mai mici pătrate:

$$a = \bar{y} - b\bar{x} \quad (7)$$

$$b = \frac{n \sum xy - \sum x \sum y}{n \sum x^2 - (\sum x)^2} \quad (8)$$

- determinarea corelației între lungimea și masa corpului

Din punct de vedere analitic, această legătură se descrie prin ecuația:

$$w = a \cdot l^b \quad (9)$$

unde:

w - masa corpului, g;

l - lungimea standard a peștelui, cm;

a - constanta egală cu w când $l=1$;

b - coeficient exponențial.

Coeficientul de corelație r_{xy} a fost calculat după formula:

$$r_{xy} = \frac{n \sum xy - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{[n \sum x^2 - (\sum x)^2][n \sum y^2 - (\sum y)^2]}} \quad (10)$$

În cazul când în procesul de creștere a speciei se mențin similarități geometrice (echilibru armonic) ale formei corpului, atunci $b=3$.

Dacă însă $b>3$, atunci se constată alometria pozitivă, iar $b<3$ indică asupra unei alometрии negative (cu favorizarea creșterii în lungime).

Corelația lungime-greutate se poate exprima sub formă logaritmică:

$$\lg w = a + b \cdot \lg l \quad (11)$$

În urma calculelor, se obțin o serie de date referitoare la creșterea peștilor, date ce caracterizează tipul de creștere într-un anumit ecosistem, permițând realizarea comparațiilor între populațiile aceleiași specii din diferite ecosisteme acvatice (condiții ecologice diferite), sau între populațiile diferitelor specii din același ecosistem acvatic (condiții ecologice similare).

- **Limitele de confidență (LC)** pentru parametrul b definesc valoarea superioară și cea inferioară a intervalului în interiorul căruia se află valoarea parametrului calculat, cu o anumită probabilitate. În general, se acceptă ca prag de probabilitate valoarea de 95% ($\alpha = 0,05$). La acest prag, putem afirma că există o probabilitate de 95:5 (sau de 19 la 1) ca valoarea lui b să se găsească între valorile date. Aceste limite se calculează prin formula:

$$LC = b \pm t\alpha \sqrt{\frac{S^2}{n}} \quad (12)$$

unde:

b - coeficient exponențial;

S^2 - varianța;

n - numărul de exemplare analizate;

$t\alpha$ - valoarea tabelată pentru distribuția t-Student

Se consideră că **structura populațională de sex** la majoritatea speciilor de pești în condiții naturale este apropiată de raportul 1♀:1♂, fiind optimală pentru asigurarea parametrilor productivi maximali. De obicei, în grupele tinere de vârstă predomină masculii, iar cu înaintarea în vârstă raportul între sexe se echilibrează din cauza mortalității lor naturale mai înalte. S-a constatat că în populațiile speciilor de pești unde se extrag activ

grupele de vârstă bine dimensionate, devin avantajăți indivizii mai mici de sex masculin.

În urma construcțiilor numeroaselor lacuri de acumulare în albia râurilor, s-a format și extins o nișă spațială necaracteristică speciilor de râu - zona pelagică și de litoral, unde în condiții de stagnare a apei are loc o dezvoltare vertiginoasă a fitoplanctonului, zooplanctonului și a macrofitelor. Acest fapt poate conduce și la o reacție pozitivă de răspuns din partea consumatorilor de la nivelurile trofice superioare precum sunt peștii. Astfel, creșterea exagerată a efectivelor unor specii euribionte de pești și a biomaselor lor (*Carassius gibelio* sensu lato, *Rutilus rutilus*, *Alburnus alburnus*, *Rhodeus amarus*, *Perca fluviatilis* ș.a.) nu poate servi ca un indicator benefic pentru ecosistemele riverane, fiind un semn de eutrofizare activă a acestora. Astfel, pe fundalul progresiei biologice a unor specii euritope de pești, de regulă, se constată depresiă numerică și sărăcirea diversității speciilor native reofile de pești. Ca urmare, un indicator important privind impactul construcțiilor hidrotehnice asupra ecosistemelor lotice este modificarea productivității piscicole potențiale evaluată în baza resurselor trofice naturale până la edificarea acestor baraje și după construcția lor.

Pentru evaluarea productivității piscicole potențiale se utilizează următoarele date de intrare (Kitaev, 2007):

- Biomasele medii multianuale din perioada vegetativă a principalelor grupe de hidrobionți furajeri: fitoplancton (g/m^3), zooplancton (g/m^3), zoobentos (g/m^2), macrofite (g/m^2).
- Se calculează producția (P) organismelor furajere în baza P/B coeficienților pentru fiecare grupă în parte: fitoplancton - variază între 175 și 353, zoo-

plancton - 30-45, zoobentos - 1,4 - 2,2, pentru macrofite - 1,5-3.

- Producția obținută se sumează și se convertește din grame și metri în kilograme per hectar.
- Coeficientul de valorificare de către pești (K3) a producției organismelor furajere se consideră 0,3 (sau 30%) pentru fitoplancton și macrofite; 0,54 (sau 54%) pentru zooplancton; 0,45 (sau 45%) pentru zoobentos.
- În final, cunoscând coeficientul de conversie a hranei (K2) pentru fiecare grupă de hidrobionți consumați de peștii fitoplanctonofagi, zooplanctonofagi și zoobentosofagi se poate evalua productivitatea piscicolă potențială sumară. Astfel conform *Instrucțiunii privind evaluarea prejudiciului cauzat resurselor piscicole din bazinele acvatice ale Republicii Moldova, aprobat de Ministerul Ecologiei, Construcțiilor și Dezvoltării Teritoriului al Republicii Moldova, 7 octombrie 2003, nr. 206*, valoarea coeficientului trofic (K2) este: pentru fitoplancton - 30, pentru zooplancton - 10, pentru macrozoobentos - 8, macrofite - 40.
- Pentru ajustarea valorilor productivității piscicole potențiale se ia în calcul ponderea răpitorilor în ihtiocenoză (%), înmulțindu-se valoarea finală cu coeficientul presingului speciilor ihtiofage ($K_{\text{răpitor}}$) (Tabelul 6.2).

Spre exemplu, dacă în ihtiocenoză s-a constatat o productivitate piscicolă potențială de 52 kg/ha, iar ponderea ihtiofagilor este de 20 %, atunci valoarea finală este produsul dintre 52 kg/ha și 0,56 ($K_{\text{răpitor}}$ pentru 20%), obținându-se valoarea productivității piscicole potențiale finale de 29,12 kg/ha

Tabelul 6.2. Evidența influenței speciilor ihtiofage asupra productivității piscicole potențiale (după Kitaev, 2007)

	Ponderea speciilor ihtiofage de pești (%)								
	0	5	10	20	30	40	50	70	90
$K_{\text{răpitor}}$	1,0	0,83	0,71	0,56	0,45	0,39	0,33	0,26	0,22
Micșorarea (%)	0	17	29	44	55	61	67	74	78

La analiza valorilor cantitative a comunităților piscicole, precum biomasa - $B(\text{kg/ha})$ și densitatea numerică - $\rho(\text{exp./ha})$ s-a folosit metoda suprafețelor de probă cu utilizarea coeficienților necesari de corecție (în funcție de unealta folosită și suprafața de acțiune valoarea coeficientul de capturabilitate (q) variază de la 0,1 până la 0,6) (Usatîi ș.a., 2017; Kitaev, 2007; Kotlear, 2004; Shibaev, 2007).

Cum s-a menționat anterior, în condițiile ecologice actuale de fragmentare a râurilor se constată modificări substanțiale și la nivelul structurii ihtiocenozelor. În rezultatul acestor lucrări hidrotehnice s-a micșorat viteza de scurgere a apei, accelerându-se semnificativ procesele negative de înnămolire și îmburuienare a sectoarelor de albie (proces de limnificare).



Fig. 6.1. Împânzirea albiei fl. Nistru cu macrofite (or. Criuleni) (Foto: Bulat D.)

În așa fel, au fost puternic alterate habitatele speciilor tipice de râu: *Barbus barbus*, *Vimba vimba*, *Chondrostoma nasus*, *Ballerus sapa*, *Squalius cephalus*, *Zingel zingel*, *Zingel streber*, *Gymnocephalus acerina*, speciile de genul *Gobio* și *Romanogobio*, *Alburnoides bipunctatus*, ș.a.



Fig. 6.2. *Gymnocephalus acerina* (Gmelin, 1789) specie tipică de râu ajunsă în declin numeric în fl. Nistru (Foto: Bulat D.)

De asemenea, efectul fragmentărilor de albie a condus la declinul speciilor migratoare și semimigratoare ca: speciile din familia *Acipenseridae*, *Salmo labrax*, *Anguilla anguilla*, *Pelecus cultratus*, ș.a., îngrădindu-se accesul spre boiștile situate în amonte, iar cele rămase disponibile în aval de construcții au fost degradate prin colmatare.



Fig. 6.3. *Pelecus cultratus* (Linnaeus, 1758) (CR RM - VU) este o specie semimigratoare pe cale de dispariție în fl. Nistru (până la mij. sec. XX fiind foarte numeroasă) (Foto: Bulat Dm.)

Astfel, un indicator foarte important privind evaluarea impactului construcțiilor hidrotehnice asupra ecosistemelor lotice este diversitatea speciilor de pești constatată până la edificarea și după edificarea acestora.

În scopul evaluării **diversității ihtiofaunistice** cu identificarea taxonilor până la rang de specie se utilizează determinatoarele de specialitate ([Fish Base. A Global Information System on Fishes](#); Kottelat, Freyhof, 2007).

Caracterele meristice utilizate la determinarea apartenenței specifice sunt:

- numărul solzilor de pe linia laterală;
- rândurile transversale de solzi (se numără în regiunea cea mai înaltă a corpului);
- numărul radiilor din înotătoare;
- formula dinților faringieni;
- numărul spinilor branhiali;

De menționat, că structura „speciilor nucleu” pentru un anumit tip de ecosistem (de exemplu, pentru fl. Nistru) - *Barbus barbus*, *Vimba vimba*, *Chondrostoma nasus*, *Gym-*

nocephalus acerina, *Ballerus sapa*, *Squalius cephalus*, familia *Acipenseridae*, *Pelecus cultratus* ș.a.), permite reconstituirea istoricului condițiilor de mediu și evidențierea factorilor limitativi. În prezent, practic au dispărut (sau se întâlnesc sporadic) reprezentanții familiilor: *Petromyzontidae*, *Acipenseridae*, *Thymallidae*, *Salmonidae*, *Lotidae*, *Cottidae* ș.a. Pe lângă taxonii tipic reofili și crioфиli, au fost afectate și populațiile speciilor stenobionte lacustre și palustre, precum: *Carassius carassius*, *Tinca tinca*, *Umbra krameri*, *Misgurnus fossilis*, care erau vital dependenți de biotopurile bălților și ale lacurilor mici de luncă supuse secării și chimizării masive în anii '50-'80 ai secolului XX.

În schimb, pe fundalul reducerii diversității speciilor stenobionte de pești, se observă avansarea și proliferarea celor euritope native de talie mică, precum: *Alburnus alburnus*, *Rhodeus amarus*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Blicca bjoerkna*; alogene invazive, precum: *Carassius gibelio* sensu lato, *Pseudorasbora parva*, *Lepomis gibbosus*, *Perccottus glenii*, și interveniente oportuniste, precum: *Neogobius melanostomus*, *Neogobius fluviatilis*, *Babka gymnotrachelus*, *Proterorhinus semilunaris*, *Ponticola kessleri*, *Syngnathus abaster*, *Pungitius platygaster*, *Gasterosteus aculeatus*, *Atherina boyeri*, *Clupeonella cultriventris* ș.a.



Fig. 6.4. *Umbra krameri* Walbaum, 1792 (CR RM - EN) specie tipică de baltă ajunsă în declin numeric din cauza distrugerii zonelor umede (Foto: Bulat Dm.)



Fig. 6.5. *Lepomis gibbosus* alogen și speciile de *Gobiidae* în prezent se află în faza de progresie biologică în fl. Nistru (Foto: Bulat Dm.)

Astfel, un indicator important ce caracterizează gradul de bioinvasie piscicolă în urma modificării condițiilor abiotice din ecosistemul râurilor fragmentate este **indicele lui Branch**, ce reprezintă raportul dintre numărul speciilor alogene și numărul total de specii dintr-un ecosistem și forma sa modificată, care exprimă raportul numeric ponderal (Tabelul 6.3) (Skolka, Gomoiu, 2004).

Tabelul 6.3. Analiza indicilor de invazie în ihtiocenozele fl. Nistru și r. Prut

Ecosistemele	Indicele invaziv (Branch, 1994), %	Indicele invaziv (după abundență), %
fl. Nistru	3	4
r. Prut	3	2

Notă: 0 - nu există biocontaminare;
 1 - biocontaminare joasă (>0 - <10%);
 2 - biocontaminare moderată (>10-20%);
 3 - biocontaminare înaltă (21-50%);
 4 - biocontaminare severă (>50%).

De menționat că, în condiții ecologice instabile, în ihtiocenozele ecosistemelor acvatice din Republica Moldova se constată **majorarea ponderii hibrizilor interspecifici**. Condițiile nefavorabile în perioada reproductivă pentru o specie pot cauza perturbări în procesul gametogenezei și, respectiv, modifica-

rea termenilor de depunere a icrelor. Urmare, la revenirea condițiilor favorabile, pot avea loc suprapuneri în reproducerea mai multor specii la aceleași boiști (mai ales în caz de deficit de boiști), iar ca rezultat - apariția hibrizilor (fenomen cu o frecvență crescândă după construcția barajului de la Novodnestrovsk și Dubăsari). Cei mai numeroși hibrizi în ecosistemele acvatice ale Nistrului și Prutului sunt între *Abramis brama* x *Rutilus rutilus*, *Abramis brama* x *Blicca bjoerkna*, *Blicca bjoerkna* x *Alburnus alburnus* și *Alburnus alburnus* x *Scardinius erythrophthalmus*. De regulă, suprapunerea perioadei de reproducere la boiști are loc când nivelul apei este scăzut, iar creșterea temperaturilor decurge lent (fenomen observat frecvent în Nistrul medial), sau când nivelul apei este ridicat, iar temperaturile cresc brusc.

Conform unor cercetări (Djimova, 2009; Moshu, 2014), studiul parazitozelor în relațiile biotice în cadrul ihtiocenozelor poate furniza date utile pentru evaluarea bunăstării ecosistemice. Presiunea antropică semnificativă conduce la acumularea poluanților în organismul hidrobionților care, la rândul lor, le micșorează gradul de rezistență în relația gazdă-parazit, provocând deseori stări epizootice.

Posibilitatea folosirii paraziților la pești în calitate de bioindicatori este justificată prin dubla influență ce se exercită asupra lor: din partea mediului extern și din partea organismului gazdă. În așa fel, unul dintre factorii esențiali care influențează și determină gradul de invazie parazitară în comunitățile piscicole este starea fiziologică a organismului-gazdă.

Printre cei mai semnificativi factori care stimulează, în prezent, răspândirea ihtiozoantropocenozelor în condițiile Republicii Moldova, pot fi enumerați:

1. Limnificarea activă a ecosistemelor acvatice lotice care conduce la majorarea efectivelor gazdelor finale, intermediare și complementare (crustacee planc-

tonice, moluște, oligochete, pești, păsări ihtiofage ș.a.)

2. Reducerea întinsurilor inundabile și concentrarea păsărilor (gazdelor) pe suprafețe limitate, cauzând contactul indivizilor afectați cu cei sănătoși;
3. Suprapescuitul peștilor de talie mare și dezvoltarea numerică excesivă a speciilor de talie mică și medie, aceștia servind ulterior ca vectori de bază în transmiterea parazitozelor;
4. Expansiunea și proliferarea activă a speciilor alogene și interveniente de pești;
5. Starea sanitar-ecologică deplorabilă a obiectivelor cu destinație piscicolă (Djimova, 2009).

Pentru a descifra relațiile stabilite între diferite specii în cadrul ecosistemului, ierarhiile ce se consolidează în cadrul ihtiocenozelor, se folosește un ansamblu de metode matematice cunoscute sub denumirea generică de **analiză sinecologică** (Sîrbu, Benedek, 2012; Lebedeva et al., 1999).

Acest tip de analiză ne permite să identificăm cu precizie speciile care au ponderea cea mai mare în ecosistem sub aspectul schimburilor energetice cu mediul, care sunt speciile caracteristice unui biotop, sau speciile care au ajuns întâmplător în zona cercetată. De asemenea, se pot stabili cu destulă precizie interrelațiile dintre speciile ce alcătuiesc biocenoza.

În funcție de modul în care se calculează aceștia, se utilizează două categorii distincte: 1. **indici ecologici analitici** (se operează cu datele brute colectate pe teren) și 2. **indici ecologici sintetici** (se operează cu indicii analitici, folosindu-se pentru evidențierea interrelațiilor dintre specii, comunități sau cenoze) (Monitoringul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatic, 2015).

6.1. Indici ecologici analitici

- **Abundența numerică (A)** – reprezintă numărul absolut al indivizilor unei specii din zona de cercetare. La estimarea abundenței se utilizează cinci clase: 0– absent; I– rar; II– relativ rar; III– abundent; IV– foarte abundent (Davideanu, 2013).

Abundența populațiilor unei specii este un criteriu important în prioritizarea speciilor de interes pentru conservare, mai ales dacă dispunem de unele informații comparative, respectiv de date privind abundența/efectivele lor din trecut. În această situație se poate releva tendința (sau rata) de creștere sau, din contră, de diminuare a mărimii speciei.

- **Abundența relativă (Ar)** – reprezintă ponderea (%) fiecărei specii în biocenoza studiată și se estimează după relația:

$$Ar = \frac{n}{N} 100, \quad (13)$$

unde:

n = numărul de indivizi ai speciei A,

N = numărul total de indivizi ai tuturor speciilor.

Și în acest caz, se folosește metoda claselor de abundență, marcate prin semne convenționale:

- 0 între 0-10%
- I între 11-30%
- II între 31-50%
- III între 51-70%
- IV între 71-100%

Deseori abundența relativă (Ar) este exprimată prin **DOMINANȚĂ (D)**, având același sens ecologic. În funcție de valoarea dominanței, speciile sunt atribuite următoarelor clase:

- D1 - subrecedente - sub 1,1%
- D2 - recedente - între 1,1 - 2%
- D3 - subdominante - între 2,1 - 5%
- D4 - dominante - între 5,1 - 10%
- D5 - eudominante - peste 10%

Acest indicator poate fi folosit și sub forma ponderii speciilor reflectate prin biomasa capturilor. Valorile dominanței exprimate sub forma efectivului și biomasei vor fi total diferite în cazul a 10 *Abramis brama* și 100 de *Gasterosteus aculeatus*.

- **Frecvența (F)** – indică procentul probelor în care este prezentă o specie față de numărul total de probe colectate în zona de cercetare (biotop). După frecvență, speciile se clasifică în:

Comune -	frecvența peste 70%
rare -	frecvența de 10 - 29%
relativ comune -	frecvența de 50 - 69%
foarte rare -	frecvența sub 10%
relativ rare -	frecvența de 30 - 49%

În cazul studierii unui habitat eterogen, cu ajutorul parametrului dat se pot estima preferințele populației date pentru anumite caracteristici ale acestuia. Este necesară însă multă prudență cât privește modul în care este utilizat, întrucât, raportat la scări diferite, acesta poate avea semnificații diferite. Știindu-se faptul că speciile demonstrează o afinitate înaltă față de anumite habitate caracteristice, la care sunt cel mai bine adaptate, dacă luăm probe numai din acestea, putem ajunge repede la concluzia că o anumită specie este extrem de frecventă, și invers, dacă probele includ zone care nu corespund condițiilor necesare pentru supraviețuirea speciei respective, valoarea parametrului va fi una, evident, mică.

Este important ca probele să fie colectate în număr suficient și în diferite perioade ale anului. Când există un număr mic de probe, riscăm să nu putem identifica populațiile rare dintr-un habitat. Raportând acest parametru la timp, putem ajunge la concluzia că, în decursul unui an, o populație are o frecvență mare, dar, de fapt, probele au fost colectate numai în perioada ei de maximă migrație].

De asemenea, frecvența (F) poate fi exprimată prin **CONSTANȚĂ (C)**, care arată conti-

nuitatea apariției unei specii într-un biotop dat și importanța ei la realizarea structurii biocenozei.

Constanța se estimează după relația:

$$C = \frac{p}{P} 100, \quad (14)$$

unde:

p = numărul de eșantioane (probe) cu specia A prezentă,

P = numărul total de probe prelevate.

În funcție de valorile constanței, s-au stabilit patru categorii de specii:

C1 < 25% - specii accidentale

C2 = 25,1 - 50% - specii accesorii

C3 = 50,1 - 75% - specii constante

C4 > 75% - specii euconstante.

Constanța unui endemit local sau a unei specii stenotopice poate fi mare în cadrul arealului/respectiv a habitatului său tipic, fiind caracterizat drept constant. Mărind însă spațiul studiat, vom depăși foarte repede condițiile tolerate sau preferate de specia respectivă, care va deveni, astfel, accesorie și, în cele din urmă, accidentală. De aceea, se impune și aici prudență în interpretarea valorilor constanței.

După **N. Botnariuc și A. Vădineanu (1982)**, fidelitatea exprimă tăria legăturilor unei specii cu alte specii ale biocenozei sau ale unui ecosistem dat. Astfel, speciile pot fi împărțite în caracteristice, preferențiale, întâmplătoare și ubicviste (indiferente).

6.2. Indici ecologici sintetici

- **Indicele de semnificație ecologică (W)** – reprezintă relația dintre indicatorul structural (constanța) și indicatorul productiv (dominanța), oglindind poziția unei specii în biocenoză (**Davideanu, 2013**).

Se calculează conform relației:

$$W = \frac{C_A \cdot D_A \cdot 100}{10000}, \quad (15)$$

După valorile obținute pentru acest indice, speciile se împart în următoarele clase:

W1 < 0,1%; W2 - 0,1 - 1%; W3 - 1,1 - 5%;

W4 - 5,1 - 10%; W5 > 10%.

Clasa W1 corespunde speciilor accidentale, clasele W2 și W3 corespund speciilor accesorii (însoțitoare) și clasele W4 și W5 – speciilor caracteristice pentru cenoza dată.

Nu este dezirabilă utilizarea necondiționată a unei scări de tipul: specii euconstante, constante, accesorii sau întâmplătoare, în funcție de valorile acestui indice, din cauza acelorași critici pe care le-am menționat anterior cu privire la frecvență și constanță. În altă ordine de idei, una și aceeași valoare se poate realiza prin abundență mare și frecvență redusă, sau exact invers, fapte ce au semnificații diferite în ecologie.

- *Indicele de similaritate specifică* – exprimă gradul de similitudine (asemănare) dintre două probe/comunități/biocenoze din punctul de vedere al prezenței speciilor comune. Se apreciază după valorile coeficientului lui Sorensen:

$$S = \frac{2c}{a+b} * 100, \quad (16)$$

unde:

- a - numărul de specii din proba A,
- b - numărul de specii din proba B,
- c - numărul de specii comune în probele A și B.

Calculând acest indice, se constată că are valori cuprinse între 0 și 1. Analiza similitudinii poate fi efectuată cu ajutorul mai multor indici pe care îi găsim în literatura de specialitate, totuși valoarea obținută prin indicele Sorensen include orice altă informație calitativă reflectată de aceștia. Mai ales că există posibilitatea să includem rezultate echivoce prin folosirea unor indici care nu variază pe o scară standardizată (Sîrbu, Benedek, 2012).

- *Indicele de afinitate cenotică* – permite evidențierea afinităților existente între

speciile unui grup dintr-o cenoză, afinități stabilite în baza preferințelor comune pentru același mediu de viață:

$$q = \frac{c}{a+b-c} 100, \quad (17)$$

unde:

- a - numărul eșantioanelor în care se găsește specia A,
- b - numărul eșantioanelor în care se găsește specia B,
- c - numărul de eșantioane care conțin simultan ambele specii.

Rezultatul calculării acestui indice este prezentat în formă de dendrogramă, pe care se observă gradul de afinitate între specii și modul în care acestea sunt grupate conform afinităților.

- *Indicele de diversitate* (indicele Shannon-Wiener) este de natură informatică și se calculează după următoarea formulă:

$$H(S) = -k \sum_{i=1}^S p_i \cdot \lg p_i, \quad (18)$$

$$p_i = \frac{N_i}{N}, \quad (19)$$

unde:

- k - factorul de conversie pentru schimbarea bazei logaritmului de la 10 la 2, având valoarea de 3,321928;
- N - numărul total de indivizi;
- N_i - numărul de indivizi ai speciei i ;
- S - numărul total de specii;
- p_i - dominanța speciei;

Utilizarea acestui indice permite realizarea de studii comparative, indiferent de mărimea eșantionului. Valoarea lui este direct proporțională cu numărul de specii și ponderea lor de reprezentare. Cu cât diversitatea și ponderea speciilor stenobionte într-un ecosistem este mai mare, cu atât valoarea acestui indice devine mai mare. Acest indice este preferențial și din punctul de vedere a teoriei erorilor, mai ales în cazul speciilor rare, care-i schimbă nesemnificativ valoarea. De aceea, el poate caracteriza și aspectul funcțional al biocenozei, deoarece speciile devenite rare joacă, de obi-

cei, un rol funcțional nesemnificativ. Faptul acesta nu neagă însă importanța speciilor rare în constituirea patrimoniului faunistic. S-a demonstrat corelația negativă între gradul de troficitate al ecosistemului și valoarea acestui indice, servind ca indicator al poluării organice.

- *Echitabilitatea* (e) (Lloyd-Gheraldi) variază între 0 și 1. Tinde spre 0 atunci când majoritatea indivizilor aparțin unei singure specii și spre 1, în cazul în care fiecare specie este reprezentată prin același număr de indivizi:

$$e = \frac{S'}{S} \text{ sau } e = \frac{H(S)}{S}, \quad (20)$$

unde:

S' - numărul teoretic de specii exprimat prin $H(S)$;

S - numărul observat de specii.

- *Indicele Simpson* (I_s) măsoară probabilitatea ca doi indivizi extrași la întâmplare dintr-o probă sau o serie de eșantioane, să aparțină la aceeași specie. Acesta este foarte sensibil la modificările în abundența speciilor dominante (arată „concentrația” de dominare):

$$I_s = \sum p_i^2, \quad (21)$$

În concluzie, trebuie menționat că, dincolo de faptul că majoritatea studiilor privitoare la bogăția specifică privesc aproape exclusiv numărul de specii, este necesar să subliniem că acest număr nu poate constitui singurul criteriu de apreciere a calității biodiversității unei unități studiate. Spre exemplu, să presupunem că avem două ihtiocenoze din două tipuri de ecosisteme acvatice din aceeași regiune geografică. Ihtiocenoza A are 50 specii, iar biocenoza B are 30 specii.

Dacă absolutizăm criteriul „număr de specii”, biocenoza A pare să aibă o biodiversitate specifică mai mare decât biocenoza „B” cu 20 de specii.

Dacă biocenoza B are însă 19 specii din categoria celor cu divers statut de raritate, iar

biocenoza „A” are doar 10 specii din aceste categorii, apare evidentă structura mai complexă a biocenozei „B”.

Astfel, acest exemplu sugerează necesitatea luării în considerație a mai multor elemente atunci când evaluăm biodiversitatea specifică a unui obiectiv acvatic studiat.

În prezent, indicele care utilizează vertebratele acvatice pentru apreciere calității apei este „indicele biotic al integrității piscicole”, introdus pentru prima dată în SUA (IBI, Karr 1981), cu multiple modificări ulterioare atât în țara de origine, cât și în Europa (Florea, 2007; [Manual for application of the European Fish Index \(EFI\)](#); Pricope, 2010; Semenchenko, 2004).

Un avantaj important de aplicare a Indicii de Integritate Biotică se bazează pe posibilitatea analizei comunității piscicole prin prisma parametrilor ce integrează cele trei nivele structurale ale edificiului biologic: nivelul individual, populațional și al comunității piscicole.

În prezent, în Europa sistemul de evaluare și clasificare a corpurilor de apă pe baza faunei piscicole este aplicat în formă modificată sub denumirea de EFI + (European Fish Index) ([Manual for application of the European Fish Index \(EFI\)](#)).

Metricele selectate și folosite pentru calcularea EFI+ sunt raportate la două mari categorii: *corpuri de apă salmonicole* și *corpuri de apă ciprinicole*. În unele situații particulare, este dificilă delimitarea celor două tipuri de corpuri de apă. În aceste cazuri, crește ponderea opiniei și competenței specialistului bazată pe nivelul de cunoaștere a istoricului și a caracteristicilor ecologice ale ecosistemului.

În urma utilizării, s-a constatat că indicele EFI este sensibil la presiuni asupra calității apei și nu este un indicator foarte bun pentru a sublinia presiunile hidromorfologice care sunt atât de evidente în condițiile Republicii Moldova. În metoda IBI există și deficiențe în ceea ce privește identificarea pragurilor corecte de

separare a claselor de calitate în cadrul unui tip de ecosistem (sectorul superior și inferior al râului) și între diferite tipuri de ecosisteme (râuri de diferite dimensiuni, lacuri, bălți).

Având în vedere specificul regional al ihtiofaunei, presiunile exercitate asupra ihtioceenzelor, precum și particularitățile de reacție la aceste amenințări, s-a efectuat adaptarea indicelui IBI pentru ecosistemele lotice în condițiile Republicii Moldova (Bulat, 2017), (Tabelul 6.4).

Indicele de Integritate Biotică nu are pretenția de a înlocui controlul fizico-chimic sau de a avea un rol predictiv. Deoarece este obligat să completeze informațiile lipsă, IBI poate părea la început ca imperfect și nesatisfăcător, însă, pe de altă parte, nu putem aștepta datele de la cercetarea fundamentală în timp ce degradarea patrimoniului natural continuă, trebuind luate măsuri urgente pentru a limita, pe cât posibil, impactul asupra ecosistemelor acvatice (Florea, 2007).

Tabelul 6.4. Criteriile propuse pentru determinarea Indicelui de Integritate Biotică (IBI) a ecosistemelor acvatice lotice (riverane) din Republica Moldova

Categorii de parametri	Parametri (metricile) propuși	Valoarea parametrilor		
		5	3	1
Structura specifică a ihtiocenozei (aspect calitativ)	1. Proportia speciilor autohtone (în raport cu cele alogene și interveniente)	>67%	33-67%	<33%
	2. Proportia speciilor de <i>salmonide</i> și <i>acipenseride</i> (pentru râuri mici a salmonidelor și cotidelor)	>5%	2-5 %	<2%
	3. Proportia speciilor native reofile	>40%	20-40%	<20%
	4. Total specii dispărute (Ex) sau în pericol de dispariție (E)	0	1 - 2	> 2
Indicatori trofici și reproductivi ai ihtiocenozei	5. Abundența relativă a speciilor fitofile	<30%	30-60%	>60%
	6. Abundența relativă a speciilor ihtiofage obligatorii	>10%	3-9%	<3%
	7. Abundența relativă a speciilor omnivore (polifage)	<20%	20-40%	>40%
Structura demografică și starea de sănătate a ihtiocenozei	8. Abundența relativă a indivizilor cu $l_{stand.} > 15$ cm	>20%	10-20%	<10%
	9. Abundența relativă a speciilor alogene invazive și interveniente de pești	<5%	5-10%	>10%
	10. Ponderea hibridilor și a indivizilor cu anomalii, tumori și boli parazitare	<0,1%	0,1-1%	>1%
Punctaj total				

Tabelul 6.5. Clasele de Integritate Biotică

Punctajul		Clasa de Integritate Biotică		Categoria de calitate în corespundere cu Directiva 2000/60 EC
Ecosisteme medii și mari	Ecosisteme mici			
47-50	37-40	I	Excelent	Foarte bună (I)
40-46	32-36	II	Bună	Bună (II)
8-39	22-31	III	Mijlocie	Moderată (III)
19-27	16-21	IV	Săracă	Slabă (IV)
10-18	8-15	V	Foarte săracă	Proastă (V)

Funcționarea nodurilor hidrotehnice determină scăderi bruște și frecvente ale nivelului de apă, fapt ce provoacă pieirea în masă a icrelor și alevinilor rămase pe uscat. Cel mai dezastruos efect se constată la speciile cu mod de reproducere unitar, la care întreaga generație din acel an poate fi compromisă (din această grupă fac parte majoritatea speciilor economic valoroase de talie mare). De aceea, pentru instituțiile de stat abilitate în protecția și gestionarea durabilă a fondului piscicol este foarte important de a aprecia la justa valoare prejudiciul cauzat resurselor biologice acvatice în urma construcției nodurilor hidrotehnice ([Instrucțiunea privind evaluarea prejudiciului cauzat resurselor piscicole, 2003](#)).

Bibliografie:

- Botnariuc N., Vădineanu A. Ecologie. Ed. did. și ped., București, 1982, 444 p.
- Bulat Dm. Ihtiofauna Republicii Moldova: amenințări, tendințe și recomandări de reabilitare. Chișinău: Foxtrod, 2017. 343 p.
- Davideanu G. Methodological guide for monitoring the structure of ichthyocenoses. Joint Operational Programme Romania-Ukraine-Republic of Moldova 2007-2013. Performatica, Iasi, 2013, 57 p.
- Instrucțiunea privind evaluarea prejudiciului cauzat resurselor piscicole din bazinele acvatice ale Republicii Moldova, aprobat de Ministerul Ecologiei, Construcțiilor și Dezvoltării Teritoriului al Republicii Moldova, 7 octombrie 2003, nr. 206. <http://amac.md/Biblioteca/data/17/02/02.17.1.pdf>
- Fish Base. A Global Information System on Fishes. Disponibil: <http://www.fishbase.org/search.php>
- Florea L. Apele curgătoare și diagnoza ecologică. Editura Didactică și Pedagogică. București. 2002. 154 p.
- Kottelat M., Freyhof J. Handbook of European Freshwater Fishes. Ed. Delemon, Switzerland, 2007, 646 p.
- Manual for application of the European Fish Index (EFI). Disponibil: https://fame.boku.ac.at/downloads/manual_Version_Februar2005.pdf
- Pricope F. Monitoring ecologic. Bacău, Ed. Alma Mater, 2010, 65 p.
- Pricope F. Producția secundară a ecosistemelor acvatice. Bacău, Editura Alma Mater, 2013, 151 p.
- Sîrbu I., Benedek A. Ecologie practică. Editura Universității Lucian Blaga din Sibiu. Ed. 3, 2012, 292 p.
- Skolk M., Gomoiu M. Specii invazive în Marea Neagră. Impactul ecologic al pătrunderii de noi specii în ecosistemele acvatice. Ovidius University Press. Constanța, 2004. 179 p.
- Monitorul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice: Îndrumar metodic/ AȘM, IZ al AȘM, UnAȘM. Chișinău, 2015, 84 p.
- Usatîi M., Usatîi A., Crepis O., Șaptefrați N., Bulat Dm., Bulat Dn., Toderăș I., Cebanu A., Dadu, A. Evaluarea stării resurselor piscicole. Chișinău, Tipogr. "Balacron", 2017, p. 142.
- Djimova N.D. Fish parasites as bioindicators of the sanitary state of water bodies (Reviewed). In: Bulletin of the Adyghe State University. Series 4: Natural-mathematical and technical sciences, Issue No. 1, 2009, pp. 84-87 (în limba rusă).
- Kitaev S.P. Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists. Editorial and Publishing Department of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences. Petrozavodsk, 2007, 395 p. (în limba rusă)
- Kotlear O.A. Methods of investigations in fish farming. Ribnoe, 2004, 180 p. (în limba rusă)
- Lebedeva N.V., Drozdov N.N., Krivolutskii D.A. Biodiversity and methods of its evaluation. M.: Publishing house of the Moscow university, 1999, 95 p. (în limba rusă)
- Moshu A.Ia. Helminthiasis of fish from water bodies of the Dniester-Prut interfluvium, potentially hazardous to human health. Eco-Tiras, Kishinev, 2014, 88 p. (în limba rusă)
- Semenchenko V.P. Principles and systems for bioindication of flowing waters. Minsk: Oreh, 2004, 124 p. (în limba rusă)
- Chepurnova L.V. Influence of hydropower construction on the Dniester fish populations. Kishinev, 1972, 59 p. (în limba rusă)
- Shibaev S.V. Commercial ichthyology. St. Petersburg, 2007, 399 p. (în limba rusă)

METODOLOGIA ȘI EVALUAREA ECONOMICĂ A SERVICIILOR ECOSISTEMICE ȘI A PIERDERII LOR

Cazanțeva Olga

Asociația Internațională a Păstrătorilor Râului "Eco-Tiras"

INTRODUCERE

Centralele hidroelectrice (CHE), barajele și lacurile de acumulare sunt, de regulă, construite pentru a genera electricitate și a depozita apa pentru compensarea fluctuațiilor debitului râului, oferind, astfel, o măsură a controlului uman asupra resurselor de apă. Prin dirijarea deversărilor de apă, poate fi crescut nivelul apei în amonte de barajul unei CHE pentru a spori presiunea hidrolică, a permite devierea apei într-un canal, în scopul atenuării inundațiilor, precum și pentru a furniza apă pentru agricultură, industrie, municipalități etc.

Cu toate acestea, în prezent eficacitatea utilizării barajelor în furnizarea acestor servicii este discutată aprins, în special, din punct de vedere ecologic, datorită consecințelor lor biologice. Mărimea și amploarea hidroenergeticii, construirea asociată a barajelor și lacurilor de acumulare duc la devierea apei, exploatarea acviferelor subterane, canalizarea cursurilor de apă și transferul de apă între diverse bazine acvatice. Mai mult ca atât, acești factori sunt adesea capabili să provoace modificări hidrologice cu impact de mediu la scară globală. Modificarea hidrologică, care poate fi definită ca orice perturbare antropogenă a mărimii sau aspectelor temporale ale scurgerii naturale a râului și fragmentarea albiei râului prin construirea de baraje și lacuri de acumulare, poate afecta profund populațiile biologice pe segmente extinse de râu.

În general, proiectul HydroEcoNex își propune să analizeze impactul hidroenergeticii asupra stării ecologice a ecosistemelor acvatice și a serviciilor ecosistemice pe care acestea le oferă. Aici, noțiunea de "stare" exprimă calitatea structurii și funcționării ecosistemelor acvatice; serviciile ecosistemice se referă la beneficiile pe care oamenii le obțin de la acestea, determinate ca contribuții directe și indirecte la bunăstarea umană. În acest context, acest capitol își propune să prezinte o metodologie pentru evaluarea economică a serviciilor oferite de ecosistemele acvatice. Metodologia propusă încearcă să abordeze serviciile ecosistemice la diferite scări, să prezinte influența principalilor factori de stres, luați în calcul, asupra ecosistemelor și, astfel, să sprijine implementarea evaluării economice în managementul integrat al bazinelor hidrografice ale râurilor (eng. Integrated River Basin Management, IRBM).

7.1. Metodologie

7.1.1. Noțiuni generale

În general, valoarea unui serviciu ecosistemic în termeni monetari depinde de cine este potențialul plătit, precum și de un șir de alți factori, inclusiv de faptul dacă va fi posibilă utilizarea durabilă a acestui serviciu pe termen lung. În cadrul oricărui sistem care implică aplicarea mecanismelor de piață serviciilor ecosistemice, una dintre sarcinile principale este de a determina valoarea lor „adevărată”. Nu există o metodă universa-

lă pentru aceste determinări și, în practică, sunt folosite o serie de abordări. Informații specifice privind diverse metode de evaluare pot fi găsite în diferite documente (GEF, 2018; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2007; The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010).

În cadrul proiectului HydroEcoNex, în dezvoltarea metodologiei pentru evaluarea economică a serviciului ecosistemelor au fost combinate două abordări.

Prima abordare a inclus selectarea unui cadru conceptual pentru aprecierea și evaluarea economică a serviciilor ecosistemice ale ecosistemelor acvatice, pentru aplicații specifice în bazinul Mării Negre, pe baza revizuirii literaturii și a inițiativelor în vigoare ale Uniunii Europene (DEFRA, 2007; GEF, 2018; Grizzetti et al., 2015).

A doua abordare s-a bazat pe experiența, cunoștințele și nevoile partenerilor de proiect de a selecta servicii ecosistemice relevante și metodologia-țintă.

Astfel, cercetarea descrisă în acest ghid poate fi considerată drept un proces de învățare, în care experiența anterioară și informațiile disponibile prin revizuirea literaturii privind evaluarea economică a serviciilor ecosistemice trebuiau combinate cu cunoștințele și expertiza partenerilor pe proiectul BSB 165 HydroEcoNex. Rezultatele integrate ale acestor activități ar trebui să pună bazele unei metodologii, care ar permite abordarea obiectivelor proiectului și, totodată, care ar putea fi aplicată în practică la scară mai largă.

În general, orice evaluare economică este o activitate intensă din punct de vedere a utilizării resurselor, fiind necesară implicarea unor experți cu cunoștințe profunde. În cazurile în care astfel de cunoștințe și resurse sunt limitate, GEF recomandă utilizarea unei metode a „transferului de beneficii”, bazată pe transferul informațiilor disponibile din studiile deja finalizate într-o altă locație și context (GEF, 2018). Metoda „transferului de beneficii” este,

de asemenea, utilizată atunci când există prea puțin timp pentru efectuarea unui studiu de evaluare original. În astfel de situații, evaluările economice sunt denumite de către GEF drept proiecte de „nivelul 1” (GEF, 2018). Studiile de evaluare care au acces la mai multe resurse, adică cele care au fonduri adecvate și timp suficient sunt denumite proiecte de „nivelul 2”. Asemenea proiecte se bazează pe studii mai detaliate și mai complexe. Cu alte cuvinte, în funcție de resursele disponibile, evaluarea economică diferă: de la un screening destul de „dur” al ecosistemelor până la prioritizarea unor servicii ecosistemice. În mod alternativ, obiectivele specifice ale evaluării economice ar putea solicita concentrarea asupra unui ecosistem foarte specific, localizat, de valoare înaltă (de exemplu, un „punct fierbinte” al biodiversității), sau asupra unui factor care afectează careva regiune sau sistem.

Acest ghid, pornind de la obiectivul său și potențialii utilizatori, ia în considerare mai mult o „analiză de screening”, apreciind valoarea generală a unor servicii ecosistemice într-un bazin hidrografic transfrontalier, fără a efectua analize aprofundate și a utiliza numeroase resurse. În majoritatea cazurilor, un astfel de screening ar putea fi, probabil, realizat prin utilizarea metodologiei de „nivelul 1” și, în special, în scop de comunicare și sporire a nivelului de conștientizare. Cu toate acestea, deoarece un astfel de „screening” constituie și o bază pentru o analiză aprofundată, conform metodologiei de „nivelul 2”, în această cercetare a fost, de asemenea, utilizată și evaluarea economică bazată pe o „analiză hotspot”. La fel, a fost aplicată și analiza aprofundată a ecosistemelor sau zonelor importante și foarte bogate din punct de vedere al diversității biologice (în special, zonele umede).

Pe baza analizei scopului evaluării serviciilor ecosistemelor, Grizzetti ș.a. (2015) au identificat unele cerințe privind metodologia acestui proces:

- să identifice serviciile ecosistemice care sunt relevante pentru ecosistemele acvatice și gestionarea resurselor de apă;
- să furnizeze informații cantitative despre beneficiile pe care oamenii le obțin din natură, inclusiv valoarea lor economică, cu accent pe cuantificarea biofizică și evaluarea monetară;
- să fie suficient de simplu și flexibil (nec specific din punct de vedere geografic), pentru a fi aplicat pentru analize la scări spațiale diferite și de către utilizatori diferiți;
- să fixeze influența multiplilor factori de stres și a diferitor scenarii asupra furnizării de servicii ecosistemice;
- să fie legat de evaluare (analiza cost-beneficiu, analiza compromisului) și să fie eficient în comunicarea cu părțile interesate, implicate în planificarea gestionării bazinului hidrografic.

Pe baza analizei diferitor metode de evaluare economică a serviciilor ecosistemice și luând în considerare specificul acestui ghid, metodologia propusă utilizează mai mult recomandările pentru un proiect de nivel 1. Această metodologie presupune următoarele etape:

- crearea scenei: stabilirea limitelor spațiale ale zonei care urmează a fi studiată, adică luarea deciziei privind includerea unor zone și excluderea altora;
- crearea scenei: identificarea ecosistemelor și a serviciilor ecosistemice existente în zona care urmează să fie studiată/evaluată;
- crearea scenei: determinarea mărimii ecosistemelor prezente în zona investigată;
- identificarea serviciilor ecosistemice care pot fi accesate direct prin prețurile de piață și care necesită un transfer de beneficii;
- evaluarea valorii serviciilor de aprovizionare prin intermediul prețurilor de pe piața locală;

- evaluarea valorii altor servicii ecosistemice, utilizând varianta simplificată a transferului funcției de beneficii și alte abordări;
- însumarea valorilor și determinarea valorii totale a ecosistemelor.

O așa-numită „analiză de screening”, bazată pe metodologia de nivelul 1, în unele cazuri va fi completată cu o analiză aprofundată a ecosistemelor foarte bogate în biodiversitate și importante. Evaluarea economică a acestor zone este efectuată conform metodologiei de nivelul 2.

7.1.2. Crearea scenei

Stabilirea limitelor spațiale

Determinarea limitelor spațiale ale zonelor care urmează să fie studiate ar trebui să definească scopul și scara evaluării. Această primă etapă depinde de scopul și obiectivele specifice ale evaluării economice. În general, la această etapă, conform recomandărilor GEF (GEF, 2018) ar trebui să se răspundă la următoarele întrebări, ușor modificate:

- Vă propuneți să evaluați valoarea ecosistemelor naturale și neperturbate din zona proiectului Dvs?
- Există aglomerări urbane semnificative în zona studiată, care oferă servicii ecosistemice (de exemplu, beneficii de recreere)? Dacă da, acestea ar trebui incluse în evaluare sau analizate separat.
- Există alte zone care sunt foarte puternic afectate de activitățile umane (de exemplu, agricultura intensivă)? Dacă da, acestea ar trebui excluse sau analizate separat.
- Care este raportul dintre dimensiunea ecosistemelor naturale și cea a zonelor puternic afectate, adică acestea din urmă sunt semnificative în studiul general (să spunem mai mult de 5 sau 10%)?

Ca urmare a acestui exercițiu, ar trebui creată o hartă a întregii zone de studiu, care

să arate în mod clar unde se află limitele zonei și care părți ale acesteia trebuie excluse dintr-o evaluare economică. Ca alternativă, poate fi făcută o descriere textuală care să detalieze deciziile luate cu privire la limitele spațiale. Atât o hartă, cât și o descriere textuală pot servi drept bază pentru întreaga analiză. În particular, [Grizzetti ș.a. \(2015\)](#) au propus un cadru metodologic pentru evaluarea serviciilor ecosistemice și evaluarea economică a resurselor de apă din Europa.

Acest cadru include trei nivele spațiale: bazin acvatic, bazin hidrografic și cel european.

De exemplu (*figura 7.1*), în proiectul HydroEcoNex nivelul de bazin acvatic este reprezentat de lacurile de acumulare ale CHE amplasate pe fl. Nistru și r. Prut, nivelul de bazin hidrografic - de bazinele hidrografice ale fl. Nistru și r. Prut în limitele hotarelor Republicii Moldova și ale Ucrainei, iar nivelul

european - de întreg teritoriu-țintă al proiectului, care include coasta de nord-vest a Mării Negre.

Identificarea ecosistemelor și a serviciilor ecosistemice

La această etapă este necesară identificarea ecosistemelor situate în limitele spațiale, care au fost stabilite la etapa 1, și serviciile ecosistemice pe care acestea le furnizează. În general, ecosistemele acvatice și serviciile ecosistemice sunt cele: 1) legate de bazinele acvatice descrise în Directiva Cadru Apă și 2) relevante pentru managementul bazinului hidrografic. O mare varietate de astfel de servicii au fost abordate în cadrul diferitelor proiecte și evaluări; parțial, acestea sunt discutate, de exemplu, în ([GEF, 2018](#); [Grizzetti et al., 2015](#)).

În acest studiu, a fost acordată preferință recomandărilor GEF (*Tabelul 7.1*).



Fig. 7.1. Crearea scenei în proiectul HydroEcoNex

Tabelul 7.1. Matricea serviciilor economice și a ecosistemelor dulcicole care le furnizează (cu verde - serviciile economice analizate în această publicație). **Adaptare din (GEF, 2018)**

Tipul serviciului ecosistemic	Serviciul ecosistemic	Categoria de valoare	Furnizat de către care ecosistem
Servicii de aprovizionare	Hrană • Pește • Acvacultură • Alt produs • Resurse genetice și medicale	Utilizare directă	Râuri, lacuri, zone umede continentale
	Silvicultură: fibre, cherestea, combustibil		Zone umede continentale
	Apă: apă potabilă, irigare, răcire		Râuri, lacuri
Servicii de reglare	Reglarea calității aerului	Utilizare indirectă	Zone umede continentale
	Reglarea climei (sechestrarea carbonului)		
	Atenuarea evenimentelor extreme (de exemplu, inundații)		
	Tratarea apei		
	Prevenirea eroziunii		
	Circuitul nutrienților și menținerea fertilității solului		
Servicii de habitat	Menținerea ciclurilor vitale ale speciilor migratoare (crescătorii pentru speciile de pești)		Râuri, lacuri, zone umede continentale
	Menținerea biodiversității		
Servicii culturale	Oportunități pentru turism/recreere	Utilizare directă	
	Inspirație estetică	Neutilizare	
	Experiență spirituală		
	Educație		

Determinarea suprafeței și mărimii ecosistemelor supuse evaluării

Următoarea etapă constă în determinarea suprafeței ecosistemelor care au fost selectate pentru evaluare economică. Dacă nu sunt disponibile informații cantitative pentru nici un tip de ecosistem din regiunea studiată, pot fi utilizate estimările veridice ale experților. De asemenea, în cazul în care scara evaluării

economice a serviciilor ecosistemice este destul de mare, de exemplu, un bazin hidrografic, teritoriul estimat poate fi împărțit în secțiuni mai mici. Un exemplu de astfel de abordare, când câmpia inundabilă a fl. Nistru de la Complexul Hidroenergetic Nistean (CHEN) până la gura râului a fost împărțită în șapte părți, cu propriile lor seturi (clustere) de ecosisteme, este prezentat în *Fig. 7.2* și *Tab. 7.2*.



Fig. 7.2. Împărțirea câmpiei inundabile a Nistrului în clustere pentru a studia ecosistemele și serviciile acestora

Tabelul 7.2 Suprafața tipurilor de ecosisteme (km²) în lunca inundabilă a fl. Nistru în limitele Republicii Moldova (conform Ecosystem types of Europe - version 3.1, disponibil la: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/ecosystem-types-of-europe-1>)

Ecosistem	Clustere							Total
	CHEN-Dubăsari	Lacul de acumulare Dubăsari	Dubăsari - gura r. Răut	Gura r. Răut - gura r. Ichel	Gura r. Ichel - gura r. Bâc	Gura r. Bâc - gura r. Botna	Gura r. Botna - limanul Dnestrovsc	
Acvatic	23,6	64,1	1,5	4,6	20,8	5,2	17,8	137,6
Lac				0,1	0,3	0,5	4,9	5,8
Zonă umedă	0,7	5,2			0,2	0,8	32,0	38,9
Pădure	2,8	3,8	0,3	2,6	32,8	7,1	29,4	78,8
Pășune	25,9	13,8	3,1	22,9	95,3	46,2	135,2	342,4
Peren	0,7	1,8	0,1	8,7	12,8	11,1	13,1	48,3
Arabil							82,1	82,1
Localități	2,5	5,0		2,04	16,6	3,8	21,6	51,6
Total	56,1	93,7	5,0	40,9	178,8	74,7	336,3	785,6

Distribuția și fragmentarea ecosistemelor naturale

O varietate de ecosisteme există în întreaga lume, fiecare dintre ele posedând caracteristici și componente distincte care interacționează. Acestea variază de la ecosisteme mici (de exemplu, un iaz dulcicol) până la ecosisteme globale (de exemplu, biomi taigalei). În timp ce distribuția ecosistemelor mari (biomi) este determinată de climă, distribuția ecosistemelor mici, neperturbate, este determinată, în temei, de clima locală. Orice schimbări ale acestor clipe, alături de orice intervenție antropică, duc la transformarea lor.

Odată ce scena evaluării economice a fost creată, următoarele etape ar trebui să includă o cuantificare și o evaluare a serviciilor ecosistemice și a pierderilor acestora în urma impacturilor observate. Potrivit lui [Fahrig \(2003\)](#), conceptul de „pierdere a ecosistemului” se referă la dispariția unui ecosistem sau a unui ansamblu de organisme și a mediului fizic, în care ele fac schimb de energie și materie.

Fragmentarea distribuției inițiale a ecosistemului se consideră drept unul din indicatorii pierderii ecosistemului. Astfel, starea actuală a oricărui teritoriu este rezultatul expunerii sale la impactul pe termen lung al factorilor naturali sau antropici care duc, în cele din urmă, la transformarea și fragmentarea complexelor sale naturale și la reducerea diversității biologice și a stabilității ecologice în ansamblu. Prin urmare, orice evaluare economică a serviciilor ecosistemice ar trebui să fie precedată de evaluarea distribuției actuale a ecosistemelor relevante.

Evaluarea fragmentării este un element extrem de important în evaluarea economică a serviciilor ecosistemice, deoarece ea identifică zonele care au nevoie de protecție și restaurare. Numeroase habitate terestre și fluviale sunt din ce în ce mai fragmentate, fenomen care amenință viabilitatea

speciilor și capacitatea lor de a se adapta, de exemplu, la schimbările climatice ([Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010](#)).

Fragmentarea ecosistemelor, combinată cu o creștere a suprafeței terenurilor perturbate, slăbește legăturile materie-energie dintre diferite landșafte. Noțiunea de fragmentare este înțeleasă ca o anumită separare în unități mai mici a unui landșaft anterior integru, reducând, astfel, continuitatea acestuia, afectând distribuția și migrația speciilor, izolând populațiile și perturbând răspândirea plantelor și a materialul lor genetic în cadrul landșaftului ([Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2007, 2010](#)). De exemplu, Moldova se află într-o zonă în care există probabilitatea extincției la scară largă a speciilor, datorită condițiilor nefavorabile pentru adaptare: fragmentarea excesivă a ecosistemelor naturale și denaturarea regimului hidrologic al râurilor sale principale, în primul rând, al fl. Nistru, pe fondul unei scurgeri, în general, instabile ([Corobov et al., 2014](#)).

Cu toate acestea, evaluarea fragmentării nu este doar evaluarea pierderii și vulnerabilității ecosistemului, ci și evaluarea distribuției teritoriale a tuturor serviciilor oferite de ecosisteme.

Cantitativ, gradul de fragmentare se estimează prin utilizarea diferitor indici (de exemplu, [McGarigal și Marks, 1994](#)). În studiile cercetătorilor din Republica Moldova, de exemplu, în cele mai recente ([Cazanteva et al., 2019](#)), a fost utilizat coeficientul de fragmentare (CF) - un indice destul de informativ, calculat drept raportul dintre perimetrul unui ecosistem și suprafața sa: cu cât este mai mare acest raport, cu atât fragmentarea este mai pronunțată. Simultan, a fost utilizată și suprafața medie a ecosistemelor, și numărul acestora.

7.2. Evaluarea economică a serviciilor ecosistemice și a pierderii lor

7.2.1 Selectarea metodologiei

Evaluarea economică, drept abordare comună, care a fost preluată din domeniul economiei mediului (Plottu E., Plottu B., 2007) are ca scop crearea unei metrice monetare unice care să combine toate activitățile dintr-o zonă și să exprime nivelul fiecărei activități într-o măsură monetară comună, de exemplu, dolarul SUA. Ca atare, evaluarea economică este un instrument util pentru explorarea tipurilor de valori pe care le oferă fiecare serviciu ecosistemic și, respectiv, ajută la determinarea costului necesar pentru conservarea acestor valori (DEFRA, 2007).

Studierea diferitor probleme necesită diferite abordări. Orice ecosistem constituie un sistem interactiv și dinamic, format din elemente biotice și abiotice, care nu au o componență statică. Animalele, plantele, microorganismele, resursele minerale, factorii climatici și alți factori interacționează în orice ecosistem. Furnizarea (sau oferirea) de către un ecosistem a serviciilor ecologice este rezultatul unor interacțiuni specifice ale acestor componente și numai un ecosistem sănătos poate furniza setul complet de servicii potențiale. Astfel, sarcina evaluării economice nu este doar de a evalua valoarea potențială a acestor servicii, ci, în temei, de a evalua valoarea reală a acestora, determinată de anumite pierderi - rezultat al influenței diferitor factori.

Valoarea unui serviciu ecosistemic în termeni monetari depinde, de asemenea, de cine este potențialul plătitor, precum și de o serie de alți factori, inclusiv de faptul dacă va fi posibilă utilizarea durabilă a acestui serviciu pe termen lung. Determinarea valorii „adevărate” a serviciilor ecosistemice este una din sarcinile principale în cadrul oricărui sistem

care ține de aplicarea mecanismelor pieței la serviciile ecosistemice.

Nu există o metodă universală pentru aceasta și, în practică, sunt utilizate o serie de abordări. Informații relevante cu privire la metodele de evaluare pot fi găsite în diverse surse bibliografice (GEF, 2018; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2007; The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010).

Deși majoritatea serviciilor ecosistemice nu sunt comercializate, unele, totuși, sunt. În special, acestea din urmă pot include produsele care sunt obținute direct din ecosistem (de exemplu, alimente) sau alte servicii, de exemplu, servicii de turism. Dacă produsele sunt comercializate direct pe piață, atunci cel mai bine este de evaluat valoarea lor folosind prețurile de pe piața locală. Deși diferă semnificativ de la o țară la alta sau de la o regiune la alta, informația privind prețurile de pe piața locală poate fi obținută relativ ușor.

În special, în cadrul analizei de screening (metodologie de nivelul 1), serviciile ecosistemice comercializate pe piețele locale/naționale nu sunt folosite prin transfer de beneficii, ci utilizând prețurile pieței locale. Pentru serviciile de aprovizionare se recomandă utilizarea prețurilor de pe piața locală; În cazul altor servicii (de exemplu, turism și recreere) această abordare este opțională. Mai mult ca atât, prețurile de pe piața locală sunt relativ ușor de obținut, ele oferind estimări destul de exacte ale valorii serviciilor ecosistemice pentru comunitatea locală. De aceea, se recomandă insistent utilizarea prețurilor de pe piața locală cât mai mult posibil în evaluarea economică a serviciilor ecosistemice.

Propunerile GEF privind selectarea metodologiei de evaluare economică a serviciilor oferite de ecosistemele dulcicole sunt prezentate în Tab. 7.3.

7.2.2. Evaluarea economică a serviciilor de aprovizionare

Apă

Costul total al aprovizionării cu apă include costul său economic complet și externalitățile de mediu, asociate cu sănătatea publică și întreținerea ecosistemelor. În această dualitate, prima componentă constă din cos-

tul aprovizionării cu apă, de exemplu, cheltuielile de operare și întreținere și taxele de capital. La rândul ei, întreținerea ecosistemelor depinde de disponibilitatea apei. Cel mai dificil element în evaluarea economică a serviciilor de apă este determinarea prețului lor de piață, de obicei, luat ca preț mediu pentru 1 m³ de apă potabilă.

Tabelul 7.3. Metodologiile care pot fi utilizate la evaluarea economică a serviciilor oferite de ecosistemele dulcicole adaptat după (GEF, 2018)

Tipul serviciului ecosistemic	Serviciul ecosistemic	Categoria de utilizare	Furnizat de către care ecosistem
Servicii de aprovizionare	Pește, Acvacultură, Alte produse Cherestea, combustibil, Apă (apă potabilă, irigare)	Utilizare directă	Prețuri de piață
Servicii de reglare	Sechestrarea carbonului Atenuarea evenimentelor extreme Tratarea apei potabile/appei reziduale Prevenirea eroziunii	Utilizare indirectă	Transfer de beneficiu
Servicii de habitat	Crescătorii Menținerea ciclurilor vitale ale speciilor migratoare Menținerea diversității genetice		
Servicii culturale	Turism Recreere Inspirație estetică Experiență spirituală Educație	Utilizare directă	Prețuri de piață, transfer de beneficiu
		Neutilizare	Transfer de beneficiu

O astfel de abordare, utilă pentru evaluarea economică a impactului asupra resurselor de apă, a fost aplicată pentru a evalua pierderile serviciilor de aprovizionare a fl. Nistru provocate de funcționarea CHEN. Estimările s-au bazat pe compararea volumului scurgerii (Q) la postul hidrologic Zalișciki, situat în amonteale CHEN, posturile Moghilev-Podolsk și Bender, situate în aval, în perioada anterioară (1951-1980) și cea după (1991-2015) construcția CHEN (Tab. 7.4).

Scăderea lui Q în avalul CHEN în anii 1991-2015, în comparație cu creșterea lui în amonte indică impactul indubitabil al CHEN, care

are ca rezultat pierderi economice anuale de 30 milioane dolari SUA în Moghilev și de peste 2 ori mai mult - în Bender (la un preț al apei de 25 dolari SUA/m³).

Tabelul 7.4. Scurgerea anuală a fl. Nistru (km³) până la și după construcția CHEN

Post	Perioada		Diferența
	1951-1980	1991-2015	
Zalișciki	7.03	7.28	0.25
Moghilev	8.89	8.33	-0.56
Bender	10.22	9.15	-1.07

Pescuit

Dinamica multianuală a pescuitului comercial în fl. Nistru indică reducerea semnificativă a acestuia (figura 7.3). Această reducere este, fără îndoială, asociată cu construcția centralelor hidroelectrice (CHE): prima reducere bruscă a avut loc în anii' 1950 și a fost

cauzată de construcția CHE Dubăsari, iar a doua reducere, care a avut loc în anii' 1990, s-a datorat punerii în funcțiune a CHEN.

Odată cu scăderea generală a rezervelor piscicole, scăderea rezervelor speciilor economic valoroase de pești este deosebit de semnificativă (Tab. 5).

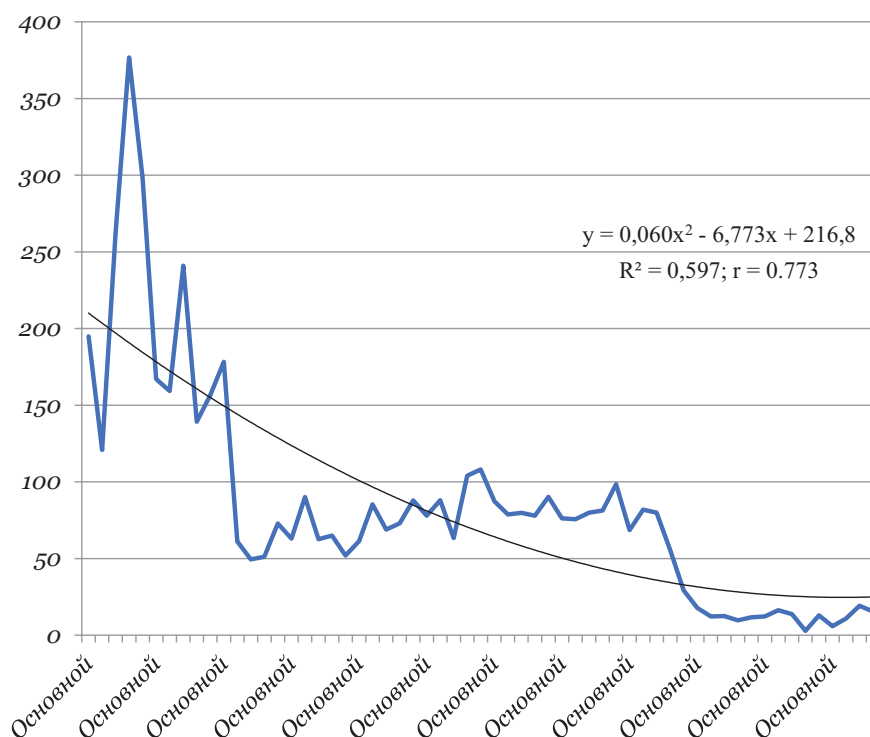


Fig. 7.3. Linia de tendință polinomială de gradul 2 a capturilor de pește în fl. Nistru

Tabelul 7.5. Capturile speciilor de pești de diversă valoare economică din fl. Nistru în diferite perioade, tone

Statistici	Capturi de pește			Total
	de valoare economică medie	de valoare economică mică	altele	
1946 - 1953				
Valoarea medie	83,1	34,8	107,8	227,1
Valoarea maximă	174,0	93,1	191,0	376,8
Valoarea minimă	14,0	10,1	28,7	120,8
1954 - 1983				
Valoarea medie	10,7	58,0	14,8	83,5
Valoarea maximă	43,8	89,4	75,7	178,3
Valoarea minimă	2,2	27,4	0,0	49,5
1984 - 2005				
Valoarea medie	2,1	28,4	1,1	31,7
Valoarea maximă	11,0	84,1	3,8	98,5
Valoarea minimă	0,0	2,9	0,0	2,9

Pentru evaluarea economică a pierderilor pescuitului, au fost utilizate 2 abordări:

1. costul pierderilor directe: pe baza prețului mondial al peștelui de apă dulce (2,35 dolari SUA/kg în 2019), pierderile anuale pe sectorul Nistrului de la Rîbnița până la Palanca au constituit peste 172 mii dolari SUA;
2. costurile menținerii habitatului peștilor: costul a 150,2 tone de puiet de diferite specii de pești, eliberat în 1998-2018 în lacul de acumulare Dubăsari, în scopul menținerii rezervelor acestuia de pește, a constituit cca 360,4 USD; această cifră poate fi considerată drept echivalent al evaluării economice a pierderilor de pește.

Silvicultură

Calculul valorii economice (anuale) curente (R_i) pentru ecosistemele forestiere se efectuează conform ecuației prezentate în (Shchegolev et al., 2016).

Recalcularea pentru întreaga suprafață a pădurilor din regiunea Nistrului Inferior a demonstrat că valoarea economică totală a serviciilor de aprovizionare a ecosistemelor lor a fost de aproximativ 25,1 milioane lei moldovenești (cca 1,5 milioane dolari SUA, la rata națională de 17,2 lei pentru 1 dolar SUA, sau în medie 162 dolari SUA/ha). În același timp, se observă diferențe teritoriale semnificative, datorită distribuției și a compoziției calitative inegale a pădurilor din această regiune.

Ecosisteme de pășune

Rezultatele calculelor au arătat că valoarea serviciilor ecosistemelor de pășune în Nistrul Inferior se ridică la aproximativ 17,9 milioane lei moldovenești, ceea ce este echivalentul a aproximativ 1,05 milioane dolari SUA (la cursul valutar de 17 lei pentru 1 dolar SUA), sau în medie 231 dolari SUA/ha. În același timp, datorită distribuției inegale a

ecosistemelor de pășune în această regiune, se observă diferențe teritoriale semnificative ale valorilor lor: prezentate în unități cartografice, acestea variază spațial de la 6 la peste 30 mii dolari SUA. Ecosistemele de pășune cu cea mai mare valoare a serviciilor de aprovizionare sunt situate în partea de nord-vest și sud a acestei regiuni, în primul rând, datorită parcelelor semnificative de comunități de iarbă de înaltă calitate care încă supraviețuiesc aici.

7.2.3. Evaluarea economică a serviciilor ecosistemice de reglare

Evaluarea economică a serviciilor de sechestrare a carbonului

Proiectul HydroEcoNex, datorită scopului și obiectivelor sale, a examinat serviciile de reglare care, într-o anumită măsură sau alta, se referă la schimbările climatice și scurgerea râurilor.

Sechestrarea carbonului de către ecosistemele forestiere din Nistrul Inferior: acumularea anuală de CO_2 de către speciile edificatoare ale pădurilor în limitele Republicii Moldova (stejar, plop, salcâm alb și alte specii) este de 7,7, 10,7, 8,4 și, respectiv, 4,1 tone/ha. În martie 2020, prețul mediu al alocației de CO_2 a fost de 24,1 euro. Evaluarea economică, efectuată pe baza compoziției speciilor forestiere și a suprafeței pe care fiecare o ocupă în Nistrul Inferior, a dovedit că valoarea curentă a serviciului lor anual de sechestrare a carbonului este de 1,53 milioane dolari SUA, variind în regiune de la <5 până la 105 mii dolari SUA.

Sechestrarea carbonului de ecosistemele de mlaștină: evaluarea absorbției anuale a dioxidului de carbon de către ecosistemele de mlaștină este efectuată cu ajutorul celorlalte ecuații care au fost utilizate pentru ecosistemele forestiere. Cu toate acestea, în acest caz absorbția CO_2 este egală cu 0,705 tone/an (TCP, 2011). Valoarea economică

a serviciului de sechestrare a CO₂ oferit de ecosistemele de mlaștină, care au o suprafață foarte limitată în regiunea Nistrului Inferior, se ridică la 25 mii dolari SUA (în medie - 21,5 dolari SUA/ha), variind, în funcție de unitățile cartografice, de la sub 0,5 până la 7,5 mii dolari SUA.

Evaluarea economică a potențialului de asimilare a ecosistemelor forestiere adiacente ecosistemelor acvatic

Evaluarea economică a potențialului de asimilare a principalelor speciilor forestiere se bazează pe estimarea conținutului maxim de poluanți în fitomasa acestora. În special, valoarea economică a potențialului de asimilare (*Eap*) a ecosistemelor forestiere amplasate în vecinătatea apelor este calculată ca suma estimărilor corespunzătoare pentru poluanții individuali (compuși ai fluorului, dioxid de sulf, oxizi de azot, hidrocarburi etc.). În așa mod, a fost obținută valoarea potențialului de asimilare a ecosistemelor forestiere din regiunea Nistrului Inferior - aproximativ 28,2 milioane lei moldovenești, ceea ce este echivalent cu cca 1,7 milioane dolari SUA, sau în medie - 182 dolari SUA/ha. Cu toate acestea, se observă diferențe teritoriale semnificative, datorită distribuției inegale a diferitor specii de plante de pădure, cu un nivel diferit al conținutului maxim posibil de poluanți.

Evaluarea economică a funcției de absorbție a zonelor umede

Pe măsură ce sedimentele, excesul de nutrienți și substanțele chimice se scurg de pe uscat, zonele umede le filtrează înainte ca acestea să ajungă în ecosistemele acvatice. Nutrienții sunt depozitați și absorbiți de plante și microorganisme. Sedimentele se depun la fund după ce ajung într-o zonă cu viteză mică de scurgere a apei. În plus, CO₂ și alte gaze cu efect de seră sunt depozitate în zonele umede, în loc să fie eliberate în at-

mosferă. Evaluarea economică a funcției de absorbție (epurare a apei) a zonelor umede se bazează pe o comparație a capacității de filtrare a ecosistemelor lor cu capacitatea de filtrare a unei stații de epurare industriale. A fost calculat că valoarea economică a serviciilor de absorbție a zonei umede din situl Ramsar al Nistrului Inferior este, în medie, de aproximativ 107 dolari SUA sau 91 dolari SUA/ha. De menționat că această valoare variază de la 1 mie până la peste 30 mii dolari SUA.

Servicii de protecție a apei și de reglare a apei

Acest serviciu constă în nivelarea fluctuațiilor sezoniere ale scurgerii râului, prevenind diminuarea ei bruscă, pentru a reduce intensitatea inundațiilor prin redirectionarea scurgerii de suprafață în sol. Deci, în funcție de zona forestieră înclinată din regiunea Nistrului Inferior, acumularea de apă subterană aici este de cca 485 mii m³. Cu o plată pentru apă pentru întreprinderile industriale de cca 32 lei moldovenești/m³, efectul economic total al unei astfel de acumulări este de aproximativ 11,9 milioane lei moldovenești.

7.2.4. Evaluarea economică a serviciilor de habitat

Habitatele oferă tot ceea ce flora sau fauna au nevoie pentru a supraviețui. În acest context, fiecare ecosistem oferă diferite habitate care pot fi esențiale pentru ciclul de viață al unei specii, în timp ce serviciile de habitat evidențiază importanța lor de a furniza astfel de habitate atât pentru speciile locale, cât și pentru cele migratoare. Pe lângă aceste sarcini, habitatele susțin menținerea biodiversității în cadrul comunităților de specii. Evaluarea economică a biodiversității se efectuează, de obicei, folosind metoda costului de înlocuire.

Reglarea apei de către CHEN a modificat volumul și distribuția sezonieră a scurgerii fl. Nistru, cauzând, adesea, drenarea deltei acestuia. Un astfel de impact distructiv asupra ecosistemelor naturale ale deltei a provocat reducerea catastrofală a populațiilor (cu 70-99%) a aproape 80% din fauna sa.

De exemplu, țigănușul (*Plegadis falcinellus*) - specie inclusă în Cartea Roșie a Republicii Moldova și cea a Ucrainei, a fost cea mai răspândită pasăre din delta Nistrului, unde în perioada anilor 1970-1982 cuibăreau în mod constant 2500-3000 de indivizii adulți. Cu toate acestea, deja în 1988-2002 aici a scăzut drastic numărul de reproducători, variind de la 100 până la 350 de indivizi adulți; scăderea a continuat și în 2010-2015 această pasăre aproape a dispărut din deltă ca specie clocitoare. Conform legislației ucrainene, amenda pentru moartea unui țigănuș este de aproximativ 434 dolari SUA. Considerând această amendă ca un fel de compensație pentru pierderea acestui serviciu de mediu, valoarea economică a dispariției țigănușului din cauza efectelor negative ale hidroenergeticii asupra deltei Nistrului poate fi estimată la 1,0-1,3 milioane dolari SUA.

7.2.5. Evaluarea economică a serviciilor ecosistemice culturale

Serviciile ecosistemice culturale cuprind „beneficiile nemateriale pe care oamenii le obțin din ecosisteme prin îmbogățirea spirituală, dezvoltarea cognitivă, reflecție, recreere și experiențe estetice” (*Millennium Ecosystem Assessment, 2005*). Luarea în considerare a beneficiilor și valorilor culturale ale ecosistemelor este o trăsătură distinctivă a abordării bazate pe servicii a gestionării resurselor naturale. Ca o clasă de servicii, serviciile

ecosistemice culturale reprezintă un concept care permite înțelegerea contribuției ecosistemelor la bunăstarea umană. Ele oferă, de asemenea, un exemplu de abordare care, per ansamblu, este mai acceptat ca o componentă importantă în activitatea managerilor de mediu (*Fish et al., 2016*).

În general, serviciile ecosistemice culturale includ atât unele servicii măsurabile, de exemplu, beneficiile pentru sănătate sau beneficiile economice directe, cât și alte servicii care sunt mai intangibile și experiențiale, cum ar fi experiențele spirituale, educația și estetica. Cu toate acestea, abordările înțelegerii și măsurării serviciilor ecosistemice culturale rămân subiectul unei dezbateri continue. Pentru o evaluare economică corectă a pierderilor din trecut și din viitor (în absența măsurilor preventive necesare), se utilizează procedura de aducere a daunelor multiple în același interval de timp (actualizare). Serviciul de recreere în lunca inundabilă a fl. Nistru. Modificările scurgerii fluviului și condițiile de temperatură și umiditate din bazinul său, cauzate de schimbările climatice și de funcționarea CHEN, au afectat atractivitatea zonelor de agrement și scăderea veniturilor locuitorilor din câmpia inundabilă a Nistrului. În anii '90, într-o fâșie de fluviu cu o lățime de 1 km din avalul CHEN locuiau aproximativ 6000 de familii, din care fiecare a zecea oferea vara servicii de cazare, având un venit potențial de cca 5 mii lei moldovenești (pe baza estimărilor *Bruma, Zubarev, 1998*). În total, acest serviciu ecosistemic ar putea fi evaluat la 26 mii lei moldovenești/ an, sau 5,6 mii dolari SUA la cursul de schimb din anul 1997. În prezent, acumularea treptată a pierderilor datorate scăderii acestui serviciu se poate ridica la cca 32 mii dolari SUA.

Bibliografie

- Cazanteva O., Sirodov G., Corobov R., Trombitsky I. Some approaches to the economic valuation of the wetlands biodiversity in Moldova. J. Sci. Res. Stud., 2019, 6(3), pp. 34-45
- DEFRA. An introductory guide to valuing ecosystem services, London, 2007, 65 p.
- Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2003, 34, pp. 487-515.
- Fish R., Church A., Winter M. Conceptualizing cultural ecosystem services: A novel framework for research and critical engagement. Ecosystem Services, 2016, 21, pp. 208-217.
- GEF guidance documents to economic valuation of ecosystem services in IW projects, GEF IW: LEARN, 2018, 171 p.
- Grizzetti B., Lanzanova D., Lique C., Reynaud A. Cook-book for ecosystem service assessment and valuation in European water resource management. European Commission, Luxembourg, 2015, 136 p.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends Assessment. Washington: Island Press, 2005
- Plottu E. and Plottu B. The concept of Total Economic Value of environment: A reconsideration within a hierarchical rationality. Ecological Economics, 2007, 61(1): 52-61.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. An exploration of tools and methodologies for valuation of biodiversity and biodiversity resources and functions, Technical Series no. 28, 2007, Montreal, Canada, 71 p.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Global Biodiversity Outlook 3. Montreal, 2010, 94 p.
- TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Pushpam Kumar P. (Ed). Earthscan, London and Washington, 2010
- Bruma I.H., Zubarev V.N. About the assessment of the economic damage caused to the Republic of Moldova by the operation of the Novodniestrovsk hydroelectric complex. Collection "Problems of biodiversity conservation in the middle and lower Dniester". Kishinev, 1998, pp. 17-19 (în limba rusă)
- Corobov R., Trombitsky I., Syrodov G., Andreev A. Vulnerability to climate change: Moldovan part of the Dniester basin. Eco-Tiras, Kishinev, 2014, 336 p. (în limba rusă)
- TCP. The procedure for valuation of ecosystem services and determination of the value of biological diversity. Minsk, 2013, 23 p. Available at: http://ecoinv.by/images/pdf/tkp_fond/_17.02-10-2012_.pdf (în limba rusă)
- Shchegolev I.V., Shchegolev S.I., Shchegolev E.I. Endangered wetland birds in the river deltas of the Northern Black Sea region. Volume 1, Odessa, 2016, 258 p. https://www.eco-tiras.org/books/dead_birds.pdf (în limba rusă)
- David M. Rosenberg, Patrick McCully, Catherine M. Pringle Global-Scale Environmental Effects of Hydrological Alterations: Introduction *BioScience*, Volume 50, Issue 9, September 2000, Pages 746-751
- McGarigal K., Marks B. Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, 1994, 134 p.

METODOLOGIA EVALUĂRII FACTORULUI SCHIMBĂRILOR CLIMATICE ÎN CADRUL CERCETĂRILOR IMPACTULUI HIDROENERGETICII

Corobov Roman, Sîrodoev Ghenadii

Asociația Internațională a Păstrătorilor Rîului Eco-TIRAS

INTRODUCERE

Influența hidroenergeticii asupra resurselor apelor de suprafață a obținut noi aspecte pe fondul schimbărilor climatice datorită impactului indubitabil al acesteia asupra capacității de adaptare a râurilor. Această realitate introduce dimensiuni suplimentare în conceptul de relații între energia regenerabilă și resursele de apă (IHA, 2019). Transformarea ciclului hidrologic al râurilor, datorită schimbărilor climatice, determină o varietate de impacturi și riscuri asupra ecosistemelor acvatice și riverane prin interacțiunea complexă a factorilor climatici și non-climatici.

La rândul său, modificarea regimului hidrologic al râurilor cauzează creșterea gravității problemelor asociate securității apei în bazinele acestora (Laušević et al., 2016; MacQuarrie, Wolf, 2013; WaterAid, 2012; UNU, 2013). Acest fapt a favorizat ca provocările actuale în domeniu apei, cu care se confruntă toate țările, să devină mai severe, deoarece apa este unul din cele mai sensibile sectoare la efecte climatice și pentru care trebuie dezvoltată în primul rând reziliența la schimbări climatice. Rapoartele recente asupra acestor probleme (WWF, AB InBev, 2019) scot în evidență rolul principal al râurilor nemodificate în adaptarea la schimbările climatice și arată că conservarea apei potabile trebuie să ocupe locul de frunte în agendele și eforturile de adaptare. Această

concluzie a fost accentuată și în alte lucrări (UNECE, 2015; Yan, Pottinger, 2013).

Cel mai probabil, modificarea temperaturii și a precipitațiilor vor consolida problemele de cerere și aprovizionare cu apă, afectând bunăstarea umană, economia și, în special, ecosistemele și serviciile acestora (WB, 2016). Mai mult ca atât, unele consecințe ale schimbărilor climatice, cum ar fi pierderea ecosistemelor, pot fi de lungă durată sau chiar ireversibile. Temperaturile mai ridicate conduc la creșterea evapotranspirației, reducând astfel scurgerea de suprafață, în timp ce modificările cantității și perioadei de manifestare a precipitațiilor afectează viabilitatea operațiunilor agricole (Fischer et al., 2002), astfel, crescând cererea de apă pentru irigații sau influențând direct debitele apelor și ecosistemele riverane. Din aceste considerente, în condiții climatice noi, deficitul de apă este perceput mai mult ca un risc sistemic global, în esență acesta exprimându-se printr-o discrepanță geografică și temporală globală între nevoile de apă și disponibilitatea acesteia (WaterAid, 2012). În calitate de provocare, ar trebui să se ia în considerare și faptul că marea variabilitate spațială și temporală a cererii de apă și disponibilității acesteia duce la lipsa apei în diferite moduri în diferite regiuni și perioade de timp.

Mai mult ca atât, încălzirea globală este însoțită de o creștere a extremelor climatice, iar în climatele temperate continentale ploile

torențiale creează condiții favorabile inundațiilor extreme (Santato et al., 2013). Pe de altă parte, alături de perioadele cu exces de umiditate, crește și numărul sezonelor extrem de uscate. În consecință, satisfacerea noilor nevoi de apă și protejarea ecosistemelor prin modificarea lor în a fi durabile, sunt cele mai dificile, dar și cele mai importante provocări ale acestui secol (Mekonnen, Hoekstra, 2016).

Datorită contribuției mari la furnizarea unei game largi de bunuri și servicii publice, resursele de apă, în general, și râurile, în special, ocupă un loc special în evaluările rezilienței ecosistemelor la schimbările climatice (Yan, Pottinger, 2013). Deoarece majoritatea râurilor sunt situate în cadrul bazinele, care sunt deja supuse impactului activităților umane, schimbările climatice vor adăuga sau vor amplifica riscurile prezente prin potențialul său de a modifica temperatura aerului, precipitațiile și scurgerile de apă astfel perturbând comunitățile biologice și legăturile lor ecologice. În rezultat, multe comunități se vor confrunta cu scăderi în aprovizionarea cu apă, cu consecințe dramatice ce țin de înrăutățirea sănătății publice, slăbirea economiilor și diminuarea calității vieții. Transformarea ciclului hidrologic conduce la o varietate de impacturi și riscuri cauzate de interacțiunea stimulilor climatici și non-climatici cu răspunsurile lor la gestionarea resurselor de apă. Eforturile de coordonare între sectoarele apei, energiei și mediului devin a fi o deosebită provocare datorită numeroaselor dovezi că schimbările climatice se intensifică.

În cele din urmă, schimbările climatice introduc noi dimensiuni în relațiile cu mediul și ecosistemele de apă (Pequegnat, 2009; UNECE, 2015), deoarece are loc „moartea” așa-numitei concepții a *staționarității*. Această concepție presupune că clima și, dependentă de această, hidrologia, sunt previzibile și viitorul se poate baza pe date istorice; și respectiv, relațiile actuale cu mediul și ecosistemele de apă pot fi fiabile în viitor. Cu

toate acestea, în realitate, direcția și amplitudinea schimbărilor elementelor climatice vor fi inevitabil diferite, cu efecte necunoscute asupra cantității și calității apei și cu consecințe asupra ecosistemelor acvatice.

Potrivit lui Abell ș.a (2002), efectele negative ale încălzirii globale asupra ecosistemelor acvatice, care ar trebui luate în considerare pentru efectuarea evaluărilor biologice și pentru dezvoltarea viziunilor asupra biodiversității în vederea conservării ecosistemelor, sunt:

- Schimbările climatice pot modifica poziția apei și a vegetației de luncă.
- Distribuțiile speciilor se vor schimba, astfel încât unele dintre ele pot invada habitatele situate la latitudine mai mari sau pot dispărea din limitele repartiției lor spațiale, din latitudinile mai mici, datorită încălzirii apei habitatelor. Creșterile prognozate ale temperaturii aerului vor fi transferate, cu modificări locale, în apele subterane, rezultând temperaturi ridicate și concentrații reduse de oxigen.
- Într-un climat mai cald și mai uscat, multe râuri acum permanente ar putea deveni intermitente datorită variabilității ridicate a debitului; când râurile se usucă, organismele mobile se concentrează și interacțiunile biotice se intensifică. Habitatele acvatice mici și de mică adâncime vor suferi primele de la efectele schimbării precipitațiilor, cu toate acestea, îngrijorarea cea mare sunt habitatele acum ocupate de specii amenințate și pe cale de dispariție.
- Variația ciclică a scurgerii râurilor caracterizată prin creșteri ale debitelor și secări afectează direct organismele acvatice prin disponibilitatea de habitat, nivelurile de oxigen, turbiditate și hrană. Unele habitate (mlăștini, lagune, lacuri de luncă), care sunt considerate marginale în anotimpurile secetoase, devin izolate de râul principal și pot seca. Dis-

ponibilitatea habitatelor marginale în anotimpurilor umede și severitatea condițiilor din acele habitate în sezoanele secetoase sunt în mod egal dependente de regimul hidrologic, care la rândul său este dependent de precipitații.

Schimbările în habitatele fizice și bazele de hrană au un impact profund asupra comunităților biologice de la izvorul râului până la gura lui de vărsare. În comun cu malurile, lunile, adâncurile și vadurile, râurile se numără printre cele mai bogate sisteme ecologice datorită diversității lor biologice și sunt supuse unei distrugerii grave din cauza schimbărilor climatice. Râul este, de asemenea, agentul care induce majoritatea acestor efecte asupra naturii și societăților. Deși, apa trece prin circuitul hidrologic global, este totuși o resursă naturală variabilă local, iar vulnerabilitățile, asociate cu hazardurile hidrologice, cum ar fi inundațiile și seceta, variază între regiuni, adesea în funcție de factorii antropici locali, neclimatici. În ciuda unor caracteristici comune, fiecare bazin hidrografic are propriile sale trăsături particulare, necesitând studii și analize minuțioase, în special în procesul de monitorizare transfrontalieră a debitului fluvial (Pegram et al., 2013). Monitorizarea modificărilor cauzate de schimbările climatice este deosebit de importantă atunci când se ia în considerare impactul agravat al schimbărilor climatice în comun cu efectele distructive ale energiei hidroelectrice (Casale et al., 2020; Smith et al., 2017). Complexitatea coordonării crește substanțial în bazinele hidrografice transfrontaliere, unde aceste efecte se răspândesc de la o țară la alta, iar compromisurile și externalitățile pot provoca discrepanțe între țările riverane. Astfel, abordarea la nivel bazinal, utilizată în acest capitol pentru a analiza problemele legate de schimbările climatice în cadrul impactului hidroenergiei asupra ecosistemelor acvatice, este una dintre dimensiunile principale în gestionarea bazinului hidrografic.

Definiții și parametri climatici

Organizația Meteorologică Mondială (OMM) în Regulamentul său Tehnic (WMO, 2017) recomandă utilizarea următoarelor definiții în descrierea climatului:

Media. Media valorilor lunare ale datelor climatologice pe o perioadă de timp specificată, care nu începe neapărat într-un an care se termină cu cifra; în acest caz, aceste medii sunt denumite „normale provizorii”.

Element. Un aspect al climei, care poate fi descris statistic, de exemplu, temperatura aerului sau precipitațiile.

Parametru. Un descriptor statistic al unui element climatic, care este, de obicei, media aritmetică, dar poate include și valori precum abaterea standard, punctele percentile, numărul de valori extreme etc.

OMM definește **trei categorii** de parametri climatologici de suprafață: parametrii principali, secundari și alți parametri.

Parametri *principali*, sau cei mai importanți parametri, includ valorile medii lunare ale temperaturilor ($^{\circ}\text{C}$) medii diurne, maxime, minime și a sumei precipitațiilor (*mm*). Temperatura aerului este factorul fizic de bază care afectează multe procese naturale și activitățile umane. Temperaturile mai ridicate modifică manifestările precipitațiilor și scurgerii de apă, afectând disponibilitatea și abundența ecosistemelor acvatice și a serviciilor acestora, precum și determinând o gamă largă de alte impacturi, inclusiv modificări ale distribuției geografice a speciilor, manifestarea evenimentelor specifice ciclului lor de viață etc. Tendințele temperaturii aerului și precipitațiile pot crește, de asemenea, riscul apariției vremii severe și a evenimentelor hidrologice, cum ar fi valurile de căldură sau inundațiile catastrofale. Înțelegerea acestor tendințe este importantă pentru perfecționarea proiecțiilor climatice viitoare în vederea evaluării mediului și ecosistemelor sensibile la modificări climatice.

Ceilalți parametri principali includ numărul de zile cu precipitații ≥ 1 mm, valoarea

medie a presiunii la nivelul mării, presiunea medie a vaporilor de apă și numărul total de ore cu soare. Cu toate acestea, utilizarea acestora, precum și folosirea parametrilor climatici *secundari și a altor parametri*, depind de datele de observare disponibile și de sarcinile care trebuie abordate.

Clima, în sensul său îngust, este de obicei definită ca vremea medie sau mai riguros - ca descriere statistică a elementelor climatice cheie în vederea mediilor și variabilității lor pe o anumită perioadă de timp (IPCC, 2018b). În special, OMM (WMO, 2017) definește *normele standarde climatologice* ca medii ale datelor climatologice calculate pentru următoarele perioade consecutive de 30 de ani, de exemplu, 1 ianuarie 1981 - 31 decembrie 2010, 1 ianuarie 1991 - 31 decembrie 2020 și așa mai departe, actualizate la fiecare zece ani. Deci, perioada 1961 - 1990 a fost considerată ca *perioadă de referință standard (de bază)* pentru evaluările de lungă durată ale schimbărilor climatice (WMO, 2017); în cele mai recente Rapoarte de Evaluare ale Grupului Interguvernamental de experți privind Schimbările Climatice (IPCC) se utilizează o astfel de abordare pentru proiecțiile climatului din viitor pentru două orizonturi de timp: 2021-2050 și 2071-2100 (IPCC, 2013, 2018a).

În baza acestei definiții, cele două perioade de treizeci de ani (1961-1990 și 1991-2018) au fost supuse comparației pentru a identifica modificările climatice din cadrul bazinelor râurilor Nistru și Prut (Corobov et al., 2019; 2021a). Aceste perioade reflectă, respectiv, climatul regional relativ „staționar” din a doua parte a secolului al XX-lea și climatul supus încălzirii globale intense care a fost observat în ultimele trei decenii. „Scurtarea” obiectivă a celei de-a doua perioade (28 de ani), cauzată de perioada de elaborare a acestor studii, poate fi neglijată.

Selectarea perioadei corecte pentru a calcula media este foarte importantă, deoarece durata acesteia este una dintre sursele poten-

țiale de incertitudine și neconcordanță a rezultatelor monitorizării (Mohammed, Scholz, 2019). Acest moment este important nu numai atunci când se alege o perioadă de timp „de bază”, care se utilizează pentru a estima proiecțiile potențialelor schimbări climatice, ci și pentru identificarea oricărei schimbări în clima actuală. Uneori, într-o serie de lucrări, inclusiv unele dintre cele, care vor fi citate mai jos, alegerea perioadelor de timp pentru aprecierea mediei a fost adesea influențată de disponibilitatea datelor de monitoring.

Conform Regulamentelor OMM (WMO, 2017, p. 1), în acest tip de cercetări ar trebui să se utilizeze termenul de „*normele climatice*” care să servească doar „... ca reper cu care să poată fi comparate observațiile recente sau actuale”. Astfel de norme sunt, de asemenea, utilizate ca o predicție a condițiilor care cel mai probabil se vor manifesta într-o anumită zonă.

8.1. Studiul privind schimbările climatice

Specificul sarcinilor care trebuie rezolvate pentru evaluarea influenței schimbărilor climatice asupra ecosistemelor acvatice determină alegerea unei metodologii corespunzătoare.

În opinia noastră, **metodele** de evaluare a schimbărilor climatice ar trebui să includă următoarele componente principale:

1. Studiul *tendențelor în timp* a datelor istorice;
2. *Analiza descriptivă* pentru a descrie și compara caracteristicile de bază ale condițiilor temperatură-umiditate în perioadele climatice luate în considerare. **Statisticile descriptive** ar trebui să includă, cel puțin, normele de referință anuale și sezoniere și abaterile standard (Sd) ale temperaturilor medii (Tmean), maxime (Tmax) și minime

(Tmin) ale aerului, precum și statisticele analogice pentru precipitații (P).

3. Evaluarea *semnificației statistice* a diferențelor observate între statisticile estimate pentru perioadele luate pentru comparație - considerată ca o dovadă solidă a prezenței / absenței modificărilor fiabile ale climei bazinului hidrografic.
4. Evaluarea climei *viitoare probabile*.

În mod practic, toate analizele statistice pot fi efectuate, folosind instrumentele adecvate furnizate de Microsoft Excel. O altă programă de calculator mai avansată, de exemplu, Statgraphics (2014) este necesară pentru estimarea semnificației statistice a rezultatelor calculului.

Analiza tendințelor temperaturii aerului și precipitațiilor

Tendențele temporale ale elementelor climatice oferă informații utile pentru înțelegerea schimbărilor climatice, care sunt asociate cu încălzirea globală. În primul rând, analiza tendințelor se referă la temperatura aerului și precipitațiile ca două elemente meteorologice principale, care prezintă cele mai importante aspecte ale climei. Într-o serie din cele mai recente publicații, relevante pentru impactul hidroenergetic, tendințele acestor elemente sunt analizate fie individual, fie în diverse combinații cu caracteristicile debitului râului, care devine a fi importante pentru gestionarea resurselor de apă. Astfel, [Ge ș.a. \(2019\)](#) au evaluat tendințele și variabilitatea temperaturii aerului la suprafața pământului pentru Peninsula Indochina; [Jeganathan ș.a. \(2019\)](#) - pentru un stat din India. [Zhao ș.a. \(2019\)](#) au studiat tendințele liniare pentru a analiza precipitațiile medii și extreme în condițiile schimbărilor climatice din bazinul râului Huang he (China), în timp ce [Szwed \(2019\)](#) - variabilitatea precipitațiilor în Polonia. Totuși, cel mai des tendințele temperaturii și precipitațiilor sunt analizate concomitent. În acest sens, se pot exemplifica lucrările lui [Ay \(2020\)](#) pentru

regiunea vestică a Mării Negre și [Corobov ș.a. \(2019\)](#) - pentru bazinele hidrografice ale fl. Nistru și r. Prut. Abordarea la nivel bazinal a analizelor tendințelor este tot mai des utilizată în cadrul cercetărilor comune climatice și hidrologice ([Aili et al., 2019](#); [Luiz Silva et al., 2019](#); [Mutti et al., 2020](#); [Nikzad Tehrani et al., 2019](#); [Rahimi et al. al., 2019](#)).

De exemplu, în Fig.8.1 sunt prezentate tendințe liniare ale temperaturii anuale ale aerului și ale sumei precipitațiilor în bazinul Prut ([Corobov et al., 2021a](#)). Aici, panta liniei trendului caracterizează direcția schimbării, iar cifra înaintea de „x” arată valoarea modificării temperaturii și a precipitațiilor pe an; valoarea p^1 caracterizează semnificația statistică a relațiilor estimate. După cum se poate vedea, tendința practic neglijabilă și statistic *nesemnificativă* a temperaturii anuale (valoarea p este mult mai mare de 0,10 care este admisibilă în astfel de estimări) în perioada 1961-1990 se schimbă prin creșterea bruscă (aproximativ 0,8 °C pe deceniu) pentru perioada mai târzie. Mai mult decât atât, această creștere are un nivel ridicat de încredere ($p < 0,001$), confirmând statistic încălzirea incontestabilă a climei bazinului râului Prut. Această concluzie este susținută și de creșterea bruscă a Coeficientului de determinare (R^2)²: în ultimele trei decenii tendințele liniare ale temperaturii medii anuale explică 53,5% din variabilitatea sa interanuală, spre deosebire de 0,02% în 1961-1990.

În ceea ce privește precipitațiile, dacă în perioada anilor 1961-1990 în bazinul hidrogra-

¹ valoarea p este probabilitatea de a obține rezultate cel puțin la fel de extreme ca rezultatele observate ale testului de ipoteză statistică, presupunând că ipoteza nulă este corectă. O valoare mai mică a p înseamnă că există dovezi mai puternice în favoarea ipotezei alternative. A se vedea, de ex.: <https://www.simplypsychology.org/p-value.html>

² Coeficientul de determinare (R^2) este o măsurare statistică care examinează modul în care diferențele unei variabile pot fi explicate (în %) prin diferența celei de-a doua variabile, atunci când se prezice rezultatul unui eveniment dat. A se vedea, de ex.: <https://www.investopedia.com/terms/c/coefficient-of-determination.asp>

fic Prut s-a observat o ușoară scădere a sumei precipitațiilor anuale (aproximativ 2 mm/an), atunci datorită încălzirii globale această tendință negativă este în scădere mai mică (mai puțin de 1 mm/an). Cu toate acestea, pentru ambele perioade, tendințele observate nu sunt semnificative din punct de vedere statistic pentru a fi luate în considerare ($p > 0,10$).

Compararea statistică a modificărilor elementelor climatice

Afirmația privind nivelul de încredere a modificării oricărei valori a elementelor climatice este valabilă numai atunci când această schimbare este confirmată statistic. Pentru a compara dacă diferențele dintre aceste valori pentru cele două perioade

de timp sunt semnificative sau nu statistic, a fost utilizată Procedura de Comparare a Șirurilor de date care rulează testul t (Statgraphics, 2014). În mod normal, comparația se efectuează în baza mediilor a două eșantioane precum și a abaterii standarde a acestora (Sd). De exemplu, în *tabelul 8.1*. sunt prezentate rezultatele unei astfel de analize a semnificației schimbărilor climatice în bazinul hidrografic Prut.

După cum putem observa, în 1991-2018 mediile anuale ale T_{mean} au crescut, față de cei treizeci de ani anteriori, cu $1,11^{\circ}\text{C}$. În valori absolute, creșterea maximă absolută a temperaturii a fost observată pentru anotimpul de vară, creșterea minimă - pentru toamnă.

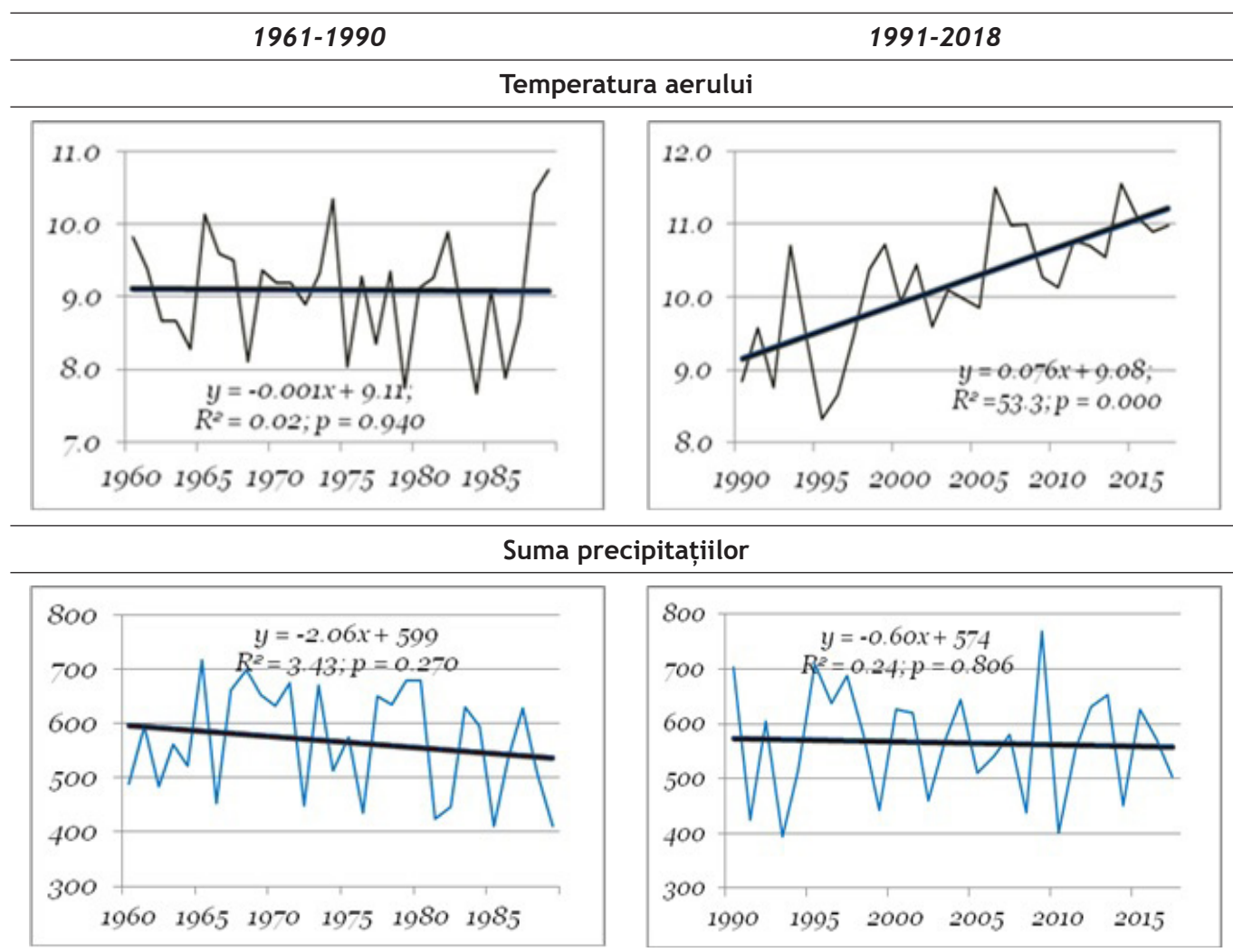


Fig. 8.1. Tendințele liniare ale temperaturii medii anuale și ale sumei precipitațiilor în bazinul râului Prut pentru cele două perioade climatice

Toate creșterile sunt statistic semnificative cu valori $p < 0,05$ (cu excepția toamnei) fapt ce înseamnă că creșterea observată a temperaturii aerului în 1991-2018, comparativ cu 1961-1990, are o siguranță de 95,0% și un nivel de încredere mai mare. Cu toate

acestea, analiza efectuată nu oferă motive pentru a afirma despre modificări statistic semnificative ale variabilității temperaturii: toate valorile p în comparația cu S_d sunt mai mari de 0,05.

Tabelul 8.1. Comparație statistică a temperaturii medii și a sumei precipitațiilor în bazinul Prut

Anotimpul	Media, °C				Deviația standardă, °C			
	1961-1990	1991-2018	Diferența	valoarea p	1961-1990	1991-2018	Diferența	valoarea p
Temperatura medie anuală								
Iarna	-2.34	-1.35	0.99	0.034	1.91	1.52	-0.39	0.235
Primăvara	9.27	10.41	1.14	0.002	1.46	1.12	-0.34	0.164
Vara	19.59	21.30	1.71	0.000	0.79	1.05	0.26	0.143
Toamna	9.85	10.34	0.49	0.091	1.04	1.13	0.09	0.672
An	9.09	10.20	1.11	0.001	0.79	0.85	0.06	0.697
Suma precipitațiilor								
Iarna	108.5	93.4	-15.1	0.200	47.8	39.9	-7.9	0.348
Primăvara	135.8	133.3	-2.5	0.830	42.1	45.7	3.6	0.662
Vara	211.7	202.5	-9.2	0.512	47.0	58.5	11.5	0.248
Toamna	111.7	133.6	21.9	0.166	55.8	63.1	-8.1	0.520
An	567.3	565.9	-1.4	0.957	98.2	100.8	2.6	0.889

Notă: cu caractere italice bold sunt prezentate modificări statistic semnificative

În baza comparației statistice a parametrilor precipitațiilor au fost elaborate următoarele concluzii: diferențele dintre mediile precipitațiilor și abaterile standard pentru cele două perioade nu sunt statistic semnificative pentru toate anotimpurile, iar sumele lor anuale diferă cu doar aprox. 1,4 mm. Singurul lucru care merită atenție este o creștere evidentă a precipitațiilor în perioada de toamnă, și diminuarea acestora în alte anotimpuri.

Evaluarea schimbărilor valorilor lunare ale elementelor climatice

Încălzirea globală duce nu numai la modificarea normelor climatice a temperaturii și precipitațiilor, ci și la schimbarea manifestării acestora pe parcursul anului. Cea mai simplă modalitate de evaluare a acestor modificări este reprezentarea diagramelor corespun-

zătoare. Continuând să folosim ca studiu de caz bazinul hidrografic Prut (Corobov et al., 2021a), în figura 8.2 sunt prezentate exemplele unor astfel de diagrame.

În special, deși temperatura aerului din bazinul hidrografic Prut se schimbă, parcursul său anual pentru cele două perioade luate spre analiză se păstrează, valori minime fiind în decembrie - februarie și maxime - în iulie-august (figura 8.2). În același timp, se observă vizual o creștere a temperaturii, practic, în toate lunile. Pe de altă parte, deși suma anuală a precipitațiilor rămâne aproape neschimbată, este evidentă redistribuirea acestora pe luni.

Astfel, precipitațiile maxime lunare (82 mm), care au fost în 1961-1990 înregistrate în luna iunie, au scăzut la 75 mm și se observă deja în iulie.

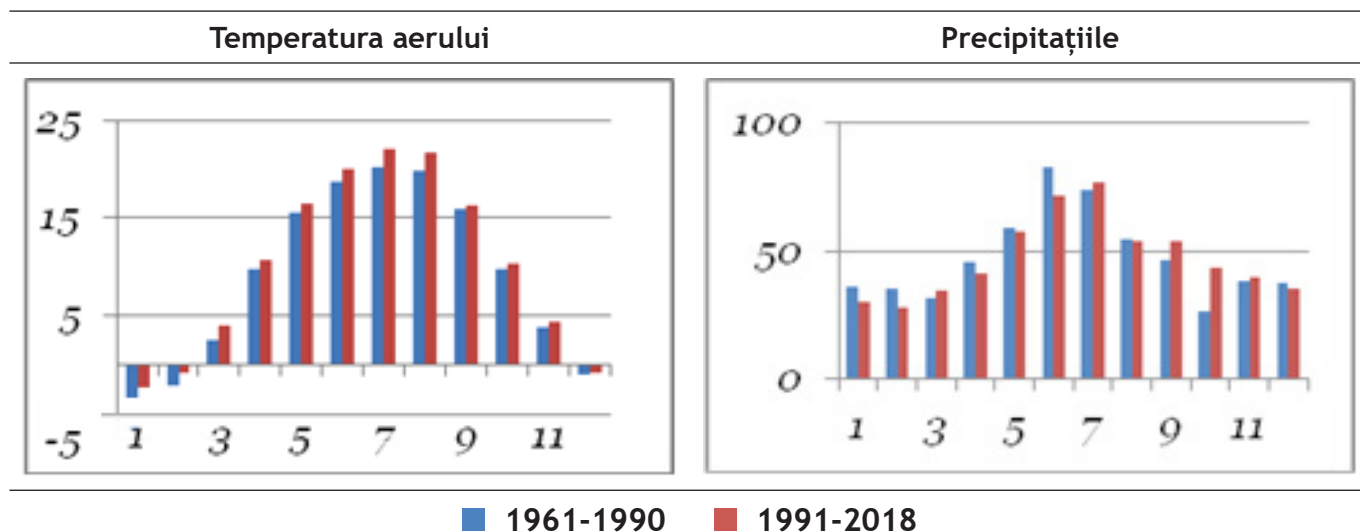


Fig. 8.2. Temperaturile medii lunare ale aerului ($^{\circ}\text{C}$) și sumele lunare ale precipitațiilor în bazinul hidrografic Prut pentru două perioade climatice

Precipitațiile lunare minime care în perioada anterioară au fost specifice lunii octombrie (27 mm) nu se mai evidențiază, iar noul minim este observat în luna februarie (28 mm). Alte modificări ale sumei precipitațiilor, ce nu sunt atât de semnificative, sunt observate și în ale luni ale anului.

Simularea schimbărilor climatice

În prezent, proiecțiile la nivel de bazin cu privire la viitoarea climă se bazează, de obicei, pe scenariile schimbărilor climatice de înaltă rezoluție (12,5 km), stabilite pentru Europa în cadrul inițiativei EURO-CORDEX (Jacobs et al., 2013). Pentru simulările scenariului EURO-CORDEX a fost folosită o nouă abordare pentru identificarea viitoarelor emisii de gaze cu efect de seră (GG) - așa-numitele *Căi Reprezentative de Concentrare* (RCP). Scenariile RCP presupun unele căi ce permit obținerea anumitor forțări radiative ale sistemului climatic care pot rezulta în schimbările climatice globale în funcție de diferite scenarii ale forțelor radiative. În figura 8.3 este prezentată poziția bazinului Nistru în grila CORDEX. Pentru a îmbunătăți acuratețea

modelării schimbărilor climatice preconizate, bazinul fluviului Nistru în limitele Republicii Moldova a fost împărțit în trei părți (Corobov et al., 2014)

Rezultatele modelării schimbărilor climatice sunt prezentate în Tabelele 8.2 și 8.3.

În proiecțiile modificării *temperaturii anuale* (Tabelul 8.2), numărătorul arată rezultatele obținute prin modelarea sa directă, numitorul - rezultatele obținute prin calcularea mediilor proiecțiilor sezoniere. Aproximarea valorilor celor două estimări caracterizează indirect reprezentativitatea acestora. Rezultatele simulării arată că în bazinul fluviului Nistru, în funcție de forțele radiative, temperatura anuală poate crește relativ, comparativ cu perioada 1971-2000, adoptată în EURO-CORDEX ca perioadă de bază, de la $0,2^{\circ}\text{C}$ la $1,7^{\circ}\text{C}$ către anii 2050 și de la $0,3$ la $4,4^{\circ}\text{C}$ - către sfârșitul acestui secol.

Cu privire la precipitații (Tabelul 8.3), în prima jumătate a secolului se așteaptă o scădere ușoară (practic de la 0 la 5%), în funcție de forța radiativă; până la sfârșitul secolului, această scădere va fi înlocuită cu o anumită creștere a acestora (1-5%).

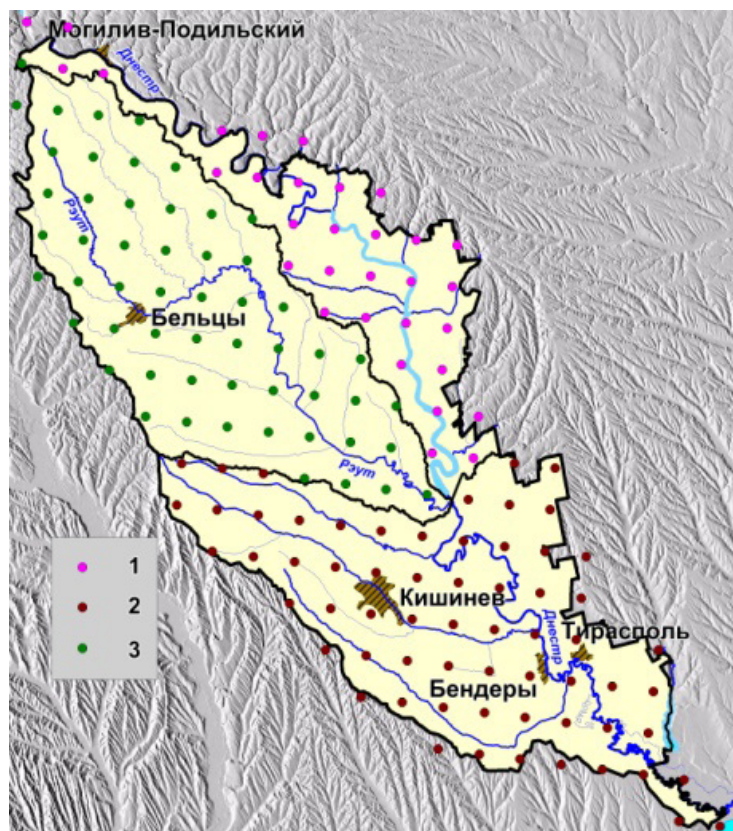


Fig. 8.3. Bazinul hidrografic a fluviului Nistru în grila CORDEX.

1 – partea de mijloc; 2 – partea inferioară 3 – bazinul râului Răut (Corobov et al., 2014)

Tabelul 8.2. Proiecțiile variației temperaturii medii a aerului ($^{\circ}\text{C}$) în comparație cu clima de referință din 1971-2000 din bazinul fluviului Nistru conform simulărilor scenariului EURO-CORDEX

Anotimpul	1971-2000	Perioada					
		2021-2050			2071-2100		
		Căi Reprezentative de Concentrare (RCP)					
		RCP2.6	RCP4.5	RCP8.5	RCP2.6	RCP4.5	RCP8.5
Iarna	-1.9	0.5	2.1	2.1	0.9	3.1	5.4
Primăvara	9.4	-0.1	1.3	1.6	0.3	2.5	3.9
Vara	19.6	0.2	1.7	1.5	-0.1	2.8	4.6
Toamna	9.0	0.2	1.1	1.5	0.0	2.1	3.8
An	9.0	0.2/0.1	1.6/1.5	1.7/1.6	0.3/0.2	2.6/2.6	4.4/4.4

Nota: RCP 2.6, RCP 4.5 și RCP 8.3 denotă, corespunzător, forțe radiative slabe, moderate și puternice

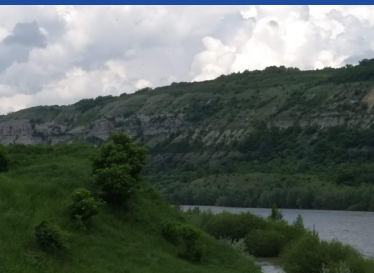
Tabelul 8.3. Proiecțiile schimbării absolute (*Abs*, mm) și relative (%) a precipitațiilor comparativ cu clima perioadei de referință 1971-2000 în bazinul fluviului Nistru

Anotimpul	1971-2000	Perioada											
		2021-2050						2071-2100					
		Căi Reprezentative de Concentrare (RCPs)											
		RCP2.6		RCP4.5		RCP8.5		RCP2.6		RCP4.5		RCP8.5	
		Abs	%	Abs	%	Abs	%	Abs	%	Abs	%	Abs	%
Iarna	91	3	3.3	16	17.6	12	13.2	4	4.4	13	14.3	21	23.1
Primăvara	130	19	14.6	6	4.6	7	5.4	-45	34.6	12	9.2	14	10.8
Vara	218	-44	-20.2	-28	-12.8	-21	-9.6	-6	-2.8	-17	-7.8	-35	-16.1
Toamna	127	-8	-6.3	2	1.6	-1	-0.8	11	8.7	21	12.4	5	3.9
An	565	-30	-5.3	-4	-0.1	-4	-0.1	-36	-6.4	29	5.1	5	0.9

Bibliografie

- Abell R., Thieme M., Dinerstein E., Olson D. A Sourcebook for Conducting Biological Assessments and Developing Biodiversity Visions for Ecoregion Conservation. Volume II: Freshwater Ecoregions, World Wildlife Fund, Washington DC, USA, 2002, pp. 147-148.
- Aili T., Soncini A., Bianchi A., Diolaiuti G., D'Agata C., Bocchiola D. Assessing water resources under climate change in high-altitude catchments: a methodology and an application in the Italian Alps. *Theor Appl Climatol*, 2019, 135:135-156. <https://doi.org/10.1007/s00704-017-2366-4>
- Ay M. Trend and homogeneity analysis in temperature and rainfall series in western Black Sea region, Turkey. *Theor Appl Climatol*, 2020, 139:837-848. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-03066-6>
- Casale F., Bombelli GM., Monti R., Bocchiola D. Hydropower potential in the Kabul River under climate change scenarios in the XXI century. *Theor Appl Climatol.*, 2020, 139:1415-1434. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-03052-y>
- Corobov R., Ene A., Trombitsky I., Zubcov E. The Prut River under Climate Change and Hydropower impact. *Sustainability*, 2021a, 13, 66. <https://doi.org/10.3390/su13010066>
- Corobov R., Trombitsky I., Matygin A., Onishchenko E. Hydropower impact on Dniester River streamflow. *Environ Earth Sci.*, 2021b, 80, 153. <https://doi.org/10.1007/s12665-021-09431-x>
- Corobov R., Trombitsky I., Syrodoev G. Comparative analysis of climate change in the Dniester and Prut River basins. In: Trombitsky I, Zubcov E, Ene A, Kovalishina S, Matygin A (eds) *Hydropower Impact on River Ecosystem Functioning. Proceedings of the International Conference. Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019. Eco-TIRAS, Tiraspol, 2019*, pp. 183-190
- Ge F., Peng T., Fraedrich K., Sielmann F., Zhu X., Zhi X., Liu X., Tang W., Zhao P. Assessment of trends and variability in surface air temperature on multiple high-resolution datasets over the Indochina Peninsula. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 135:1609-1627. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2457x>
- Fischer G., Shah M., van Velthuisen H. Climate Change and Agricultural Vulnerability. Special Report as a Contribution to the World Summit on Sustainable Development, Johannesburg, 2002. IIASA, Laxenburg, Austria
- IHA (International Hydropower Association) Hydropower Sector Climate Resilience Guide, London, UK, 2019, 63 p. Available from: www.hydropower.org
- IPCC. Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013
- IPCC. Summary for Policymakers. In: Masson-Delmotte V, Zhai P, Pörtner HO, Roberts D et al (eds) *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 2018a
- IPCC. Annex I: Glossary [Matthews R (ed)]. In: *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty* [Masson-Delmotte V, Zhai P, Portner HO, Roberts D et. al], 2018b, p. 541.
- Jacob D., J. Petersen, B. Eggert et al. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg Environ Change*, 2013, DOI 10.1007/s10113-013-0499-2
- Jeganathan A., Andimuthu R., Kandasamy P. Trends of the observed temperature and its variations in the Tamil Nadu State of India. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 137:103-116. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2582-6>
- Laušević R., Milutinović S., Petersen-Perlman J., Reed M., Graves A., Bartula M., Sušić S., Popović A. *Local Water Security Action Planning Manual*. Regional Environmental Center, Szentendre, Hungary, 2016
- Luiz Silva W., Xavier LNR, Maceira MEP, Rotunno OC Climatological and hydrological

- patterns and verified trends in precipitation and streamflow in the basins of Brazilian hydroelectric plants. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 137:353-371. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2600-8>
- MacQuarrie P., Wolf A.T. Understanding Water Security. In: Floyd R, Matthew RA (eds), *Environmental Security: Approaches and Issues*, 2013, pp. 169-186
 - Mekonnen M.M., Hoekstra A.Y. Four billion people facing severe water scarcity. *Sci Adv*, 2016, 2(2):e1500323, <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>
 - Mohammed R., Scholz M. Climate change and water resources in arid regions: uncertainty of the baseline time period. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 137: 1365-1376, doi:10.1007/s00704-018-2671-6
 - Mutti P.R., de Abreu L.P., de MB Andrade L., Spyrides M.H.C., Lima K.C., de Oliveira C.P., Dubreuil V., Bezerra B.G. A detailed framework for the characterization of rainfall climatology in semiarid watersheds. *Theor Appl Climatol*, 2020, 139:109-115. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02963-0>
 - Nikzad Tehrani E., Sahour H., Booij M.J. Trend analysis of hydro-climatic variables in the north of Iran. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 136:85-97. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2470-0>
 - Pegram G., Li Y., Quesne T.L., Speed R., Li J., Shen F. River basin planning: Principles, procedures and approaches for strategic basin planning. Paris, UNESCO, 2013
 - Pequegnat W.E. Aquatic Baseline Studies for Environmental Impact Assessment, *Water International*, 2009, 8:4:180-190. DOI: 10.1080/02508068308686040.
 - Rahimi D., Hasheminasab S., Abdollahi K. Assessment of temperature and rainfall changes in the Karoun River basin. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 137: 2829-2839. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02771-6>
 - Santato S., Bender S., Schaller M. The European floods directive and opportunities offered by land use planning. CSC Report 12, Climate Service Center, Germany, 2013
 - Smith B.T., Jager H.I., March P.A. Prospects for combining energy and environmental objectives in hydropower optimization. In: *Proceedings of Waterpower XV*. Kansas City, Missouri, HCI Publications, 2007
 - Statgraphics (2014) STATGRAPHICS® Centurion XVII User Manual. Statpoint Technologies, Inc., USA.
 - Szwed M. Variability of precipitation in Poland under climate change. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 135:1003-1015. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2408-6>
 - UNECE *Water and Climate Change Adaptation in Transboundary Basins: Lessons Learned and Good Practices*. Geneva, 2015, 105 pp.
 - UNU. Water Security and the Global Water Agenda. A UN-Water Analytical Brief. United Nations University, 2013
 - WaterAid. Water security framework. WaterAid, London, 2012 <https://washmatters.wateraid.org/sites/g/files/jkxoof256/files/download-our-water-security-framework.pdf>. Accessed 20 December 2019
 - WB (World Bank) High and Dry: Climate Change, Water, and the Economy. Washington, DC: World Bank, 2016
 - WMO. WMO Guidelines on the Calculation of Climate Normals. 2017 edition. World Meteorological Organization, WMO-No. 1203
 - WWF and AB InBev. Climate change and water: Why valuing rivers is critical for adaptation, 2019 https://wwfeu.awsassets.panda.org/downloads/wwf_abi_water_climatechange_final.pdf. Accessed 29 July 2021;
 - Yan K., Pottinger L. Civil Society Guide to Healthy Rivers and Climate Resilience. International Rivers, 2013
 - Zhao Y., Xu X., Huang W. et al. Trends in observed mean and extreme precipitation within the Yellow River Basin, China. *Theor Appl Climatol.*, 2019, 136:1387-1396. <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2568-4>
 - Corobov R., Trombitsky I., Syrodov G., Andreev A. Vulnerability to climate change: Moldovan part of the Dniester basin. Eco-Tiras, Kishinev, 2014, 336 p. (în limba rusă)



The editor of the material:

Institute of Zoology, Republic of Moldova
Center of Research of Hydrobiocenoses
and Ecotoxicology,
1, Academiei Str., Chisinau, MD 2028
Phone: +373 22 737509
E-mail: izoolasm@yahoo.com
Website: <https://zoology.md>

Joint Operational Programme Black Sea Basin 2014-2020
Institute of Zoology
September 2021

Joint Operational Programme Black Sea Basin 2014-2020 is co-financed by the European Union through the European Neighbourhood Instrument and by the participating countries: Armenia, Bulgaria, Georgia, Greece, Republic of Moldova, Romania, Turkey and Ukraine.

This publication was produced with the financial assistance of the European Union. Its contents are the sole responsibility of *Institute of Zoology* and do not necessarily reflect the views of the European Union.