

MINISTERUL EDUCAȚIEI, CULTURII ȘI CERCETĂRII AL REPUBLICII MOLDOVA
INSTITUTUL DE ZOOLOGIE

Cu titlu de manuscris
C.Z.U: 597.2/.5:591.5(478)

BULAT DUMITRU

IHTIOFAUNA REPUBLICII MOLDOVA:
GENEZA, STAREA ACTUALĂ, TENDINȚE ȘI MĂSURI DE AMELIORARE
165.03. IHTIOLOGIE, HIDROBIOLOGIE

TEZĂ
de doctor habilitat în științe biologice

Consultant științific:

Profesor univ., dr. hab. în științe biologice

Marin Usatîi

Profesor cerc., dr. hab. în științe biologice

Ungureanu Laurenția

Autor:

Bulat Dumitru

CHIȘINĂU, 2019

© Bulat Dumitru, 2019

CUPRINS

INTRODUCERE.....	13
1. IHTIOFAUNA REPUBLICII MOLDOVA (ANALIZA SITUAȚIEI ÎN DOMENIU)	
1.1. Diversitatea taxonomică a peștilor din ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova.....	21
1.2. Factorii ecologici cu impact negativ asupra ihtiofaunei	29
1.3. Peștii – indicatori ai stării ecosistemelor acvatice.....	43
Concluzii la Capitolul 1	58
2. MATERIALE ȘI METODE DE INVESTIGAȚIE	
2.1. Ecosistemele acvatice investigate	59
2.2. Metode ihtiologice de cercetare	62
2.3. Metode ecologice de cercetare	66
Concluzii la Capitolul 2	70
3. STAREA IHTIOFAUNEI PRINCIPALELOR ECOSISTEME ACVATICE NATURALE DIN REPUBLICA MOLDOVA	
3.1. Geneza ihtiofaunei din regiunea Ponto-Caspică.....	71
3.2. Ihtiofauna fluviului Nistru.....	80
3.3. Ihtiofauna râului Prut.....	102
3.4. Particularitățile ihtiofaunei zonelor umede (după exemplul ”Lacurile Prutului de Jos”)....	119
3.5. Ihtiofauna râurilor mici.....	123
3.6. Considerații cu privire la potențialul adaptiv al speciilor de pești și la stabilitatea sistemelor ecologice	139
Concluzii la Capitolul 3	148
4. FENOMENUL BIOINVAZIEI ÎN IHTIOCENOZELE REPUBLICII MOLDOVA	
4.1. Speciile de pești alogene, interveniente și indigene oportuniste în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova.....	150
4.2. Invaziile piscicole în lumina teoriei pulsaționale.....	156
4.3. Strategiile de expansiune și proliferare a speciilor potențial invazive de pești.....	159
4.4. Influența speciilor invazive de pești în dinamica succesiunilor ihtiocenotice.....	164
4.5. Evaluarea potențialului invaziv al speciilor alogene și interveniente de pești.....	166
4.6. Particularitățile bioecologice ale speciilor alogene invazive, interveniente și introduse de pești în condițiile Republicii Moldova.....	169

4.6.1. Speciile invazive de pești. <i>Carassius auratus s. lato</i>	169
4.6.2. Murgoiul-bălțat – <i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck& Schlegel, 1846)	175
4.6.3. Soretele – <i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	180
4.6.4. Moșul-de-Amur – <i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877	185
4.6.5. Speciile interveniente de pești. Guvizii Ponto-Caspici (<i>Gobiidae</i>).....	190
4.6.6. Undreaua – <i>Syngnathus abaster</i> Eichwald, 1831.....	202
4.6.7. Aterina-mică-pontică – <i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810 și gingirica – <i>Clupeonella cultriventris</i> (Nordmann, 1840).....	205
4.6.8. Ghidrinul – <i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758 și osarul – <i>Pungitius platygaster</i> (Kessler, 1859).....	206
4.6.9. Ciprinidele asiatice introducente: sângeul – <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844), novacul – <i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845), cosașul – <i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844).....	211
Concluzii la Capitolul 4	217

5. PROTECȚIA DIVERSITĂȚII IHTIOFAUNISTICE ȘI EXPLOATAREA RAȚIONALĂ A RESURSELOR PISCICOLE

5.1. Recomandări de protecție și ameliorare a ihtiofaunei autohtone.....	219
5.2. Considerații cu privire la activitatea pescuitului	227
5.3. Recomandări privind managementul bioinvaziilor piscicole.....	232
5.4. Preîntâmpinarea și combaterea fenomenelor de ”înflorire”, ”îmburuienare” și înnămolire rapidă a ecosistemelor acvatice	237
Concluzii la Capitolul 5	242
Concluzii generale și recomandări.....	243
Bibliografie.....	246
Declarația privind asumarea răspunderii.....	267
Curriculum Vitae.....	268

ANEXE

Anexa 1. Speciile de pești amenințate în condițiile Republicii Moldova	271
Anexa 2. Diversitatea ihtiofaunistică și particularitățile bioecologice ale speciilor de pești din ecosistemele acvatice naturale ale Republicii Moldova	281
Anexa 3. Factorii ecologici cu impact negativ asupra ihtiofaunei	315

Anexa 4. Starea ihtiofaunei principalelor ecosisteme acvatice analizate prin intermediul Indicelui de Integritate Biotică	325
Anexa 5. Material și metode	327
Anexa 6. Aspectele succesionale ale ihtiofaunei Republicii Moldova din principalele ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova.....	328
Anexa 7. Ihtiofauna macroecosistemului fluviului Nistru	332
Anexa 8. Capturile reprezentative din ecosistemul fluviului Nistru.....	362
Anexa 9. Ihtiofauna macroecosistemului râului Prut	370
Anexa 10. Capturile reprezentative din ecosistemul râului Prut.....	381
Anexa 11. Ihtiofauna zonelor umede.....	388
Anexa 12. Ihtiofauna râurilor mici	391
Anexa 13. Capturile reprezentative de pești din râurile mici ale Republicii Moldova.....	402
Anexa 14. Reacția ihtiocenozelor la presingul antropic.....	409
Anexa 15. Indicele de abilitate competitivă.....	411
Anexa 17. Speciile alogene introduse valoroase din punct de vedere economic	412
Anexa 18. Speciile de pești invazive naturalizate.....	414
Anexa 19. Speciile interveniente de pești.....	416
Anexa 20. Taxonii oportuniști de origine autohtonă.....	425
Anexa 21. Protecția diversității ihtiofaunistice și exploatarea rațională a resurselor piscicole..	428
Anexa 22. Implementări practice privind protecția diversității ihtiofaunistice și exploatarea rațională a resurselor piscicole.....	433

ADNOTARE

Bulat Dumitru – "Ihtiofauna Republicii Moldova: geneza, starea actuală, tendințe și măsuri de ameliorare". Teză de doctor habilitat în științe biologice. Chișinău, 2019.

Teza constă din introducere, 5 capitole, concluzii generale și recomandări, bibliografie (324 titluri), 22 de anexe, 269 de pagini conținut de bază, 58 de tabele, 64 de figuri. Rezultatele obținute au fost expuse în 135 lucrări științifice.

Cuvinte cheie: ihtiofaună, bioinvazie, ecosisteme acvatice, hidrobiotop, factori ecologici, indici ecologici, idioadaptare, specie indigenă, specie alogenă, specie invazivă.

Domeniul de studiu: Ihtiologie

Scopul lucrării: Relevarea particularităților succesionale ihtiofaunistice, a stării structural-funcționale a populațiilor de pești din principalele ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova, elaborarea recomandărilor de protecție și ameliorare a fondului piscicol.

Obiectivele cercetării: Fundamentarea particularităților succesionale ihtiofaunistice și reactualizarea listei speciilor de pești din principalele ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova; analiza stării structural-funcționale a populațiilor de pești; relevarea fenomenului bioinvaziilor piscicole și elucidarea strategiilor expansiunii speciilor non-native; evaluarea potențialului reproductiv al speciilor alogene și interveniente de pești; reconceptualizarea principiilor de clasificare ecologică a speciilor de pești și identificarea mecanismelor de menținere a stabilității ecosistemice în condiții de intensificare a presiunii antropice.

Noutatea și originalitatea științifică: A fost actualizată lista taxonilor din componența ihtiofaunei principalelor ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova. S-au relevat particularitățile succesiunilor ihtiofaunistice în ecosisteme acvatice de diferit tip. În premieră pentru Republica Moldova a fost semnalată o specie nouă de pești – *Gymnocephalus baloni* Holcík & Hensel, 1974 și alta nouă pentru r. Prut – *Bentophilus nudus* Berg, 1898. Pentru prima dată s-a studiat aprofundat ihtiofauna invazivă și s-au descifrat strategiile de expansiune a speciilor alogene și interveniente de pești. Prin intermediul investigațiilor histologice a fost evaluat potențialul reproductiv al unor specii alogene (4 sp.) și interveniente (5 sp.) de pești. S-au pus bazele abordării relativiste în clasificarea ecologică a speciilor de pești, aceasta servind drept suport la elaborarea concepției stabilității ecosistemice și dezvoltarea unei noi viziuni cu privire la limitele de toleranță a speciilor bioindicatoare.

Rezultate principal noi pentru știință și practică obținute: S-au obținut cunoștințe principal noi privind fauna piscicolă, prin intermediul integrării metodelor ecologice în investigațiile ihtiologice clasice, în vederea relevării particularităților relaționale la diferite nivele de organizare supraindividuală, descifrării mecanismelor de menținere a stabilității ecosistemice și elaborării unei strategii durabile de valorificare eficientă și rațională a fondului piscicol.

Semnificația teoretică: Rezultatele obținute extind considerabil cunoștințele despre diversitatea ihtiofaunistică și starea populațiilor piscicole din principalele ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova, despre fenomenul bioinvaziilor piscicole și despre factorii de mediu provocatori.

Valoarea aplicativă: Rezultatele științifice generalizate privind legitățile succesionale și starea actuală a ihtiofaunei din principalele ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova au servit ca bază la elaborarea măsurilor de protecție și valorificare durabilă a resurselor biologice și restabilire a potențialului piscicol productiv.

Implementarea rezultatelor științifice. Rezultatele investigațiilor sunt utilizate de Ministerul Agriculturii, Dezvoltării Regionale și Mediului al Republicii Moldova, Universitatea de Stat "Dimitrie Cantemir", Universitatea de Stat din Moldova, Universitatea de Studii Politice și Europene "Constantin Stere", Colegiul de Ecologie din mun. Chișinău, unele gospodării piscicole din țară.

ANNOTATION

Bulat Dumitru – "Ichthyofauna of the Republic of Moldova: genesis, current state, trends and improvement measures". Thesis of doctor habilitatus in biological sciences. Chisinau, 2019.

The thesis consists of an introduction, 5 chapters, general conclusions and recommendations, a bibliography composed of 324 titles, 22 annexes, 269 pages of basic content, 58 tables, 64 figures. The obtained results were published in 135 scientific papers.

Key words: ichthyofauna, bioinvasion, aquatic ecosystems, hydrobiotope, ecological factors, ecological indices, idioadaptation, indigenous species, allogeneic species, invasive species.

Field of study: Ichthyology

The aim of the thesis: The elucidation of the successional ichthyofaunistic particularities, the structural and functional state of the fish populations in the main aquatic ecosystems of the Republic of Moldova, the elaboration of the recommendations for the protection and improvement of the fishery fund.

Objectives: To substantiate the ichthyofaunistic succession peculiarities and to update the list of fish species in the main aquatic ecosystems of the Republic of Moldova; to analyse of the structural and functional state of fish populations; to reveal the phenomenon of fish bio-invasions and to elucidate the strategies of the expansion of non-native species; to assess the reproductive potential of allogeneic and interventional fish species; reconceptualising the principles of ecological classification of fish species and to identify mechanisms to maintain ecosystem stability in conditions of anthropic pressure.

Scientific novelty and originality: The diversity of the taxon of the ichthyofauna of the main aquatic ecosystems of the Republic of Moldova was updated. The particularities of the ichthyofaunistic successions in aquatic ecosystems of different type were revealed. For the first time in Moldova, there was reported a new species of fish – *Gymnocephalus baloni* Holcík & Hensel, 1974, and another one, for the Prut river – *Bentophilus nudus* Berg, 1898. For the first time the invasive fish fauna was thoroughly studied and the strategies of expansion of alien and intervening fish species were deciphered. The reproductive potential of non-alien (4 sp.) and intervening (5 sp.) fish species was evaluated for the first time through histological investigations. There were founded the relativistic approach to ecological classification of fish species that served as support in developing the concept of ecosystem stability and development of a new vision towards tolerance limits of the bio-indicator species.

New baseline results for science and practice: New baseline knowledge on fish fauna has been obtained through the integration of ecological methods into classical ichthyological investigations, in order to reveal the relational peculiarities at different levels of supra-individual organisation, the decipherment of mechanisms for maintaining ecosystem stability and the elaboration of a sustainable strategy for efficient and rational use of the fishery fund.

The theoretical significance of the work: The obtained results extend considerably the knowledge about the ichthyological diversity and the state of fish populations from the main aquatic ecosystems of the Republic of Moldova, the phenomenon of the fish bio-invasions and the provocative environmental factors.

Applicative value: Generalised scientific results on the regularities and the current status of ichthyofauna in the main aquatic ecosystems of the Republic of Moldova served as a ground for the elaboration of measures for the conservation and sustainable use of biological resources and restoration of the productive fishery potential.

Implementation of scientific results: The results of the investigations are used by the Ministry of Agriculture, Regional Development and Environment of the Republic of Moldova, Dimitri Cantemir State University, State University of Moldova, Constantin Stere University of Political and European Studies, Chisinau Ecology College.

АННОТАЦИЯ

Булат Дмитрий – «Ихтиофауна Республики Молдова: генезис, современное состояние, тенденции и меры по улучшению». Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. Кишинев, 2019.

Диссертация состоит из введения, 5 глав, общих выводов и рекомендаций, списка литературы из 324 наименований, 22 приложения, 269 страниц основного содержания, 58 таблиц, 64 рисунков. Полученные результаты были представлены в 135 научных работах.

Ключевые слова: ихтиофауна, биоинвазия, водные экосистемы, гидробиотоп, экологические факторы, экологические индексы, идиоадаптация, автохтонные виды, чужеродные виды, инвазивные виды.

Область исследования: Ихтиология

Цель работы: выявление сукцессионных особенностей ихтиофауны, структурно-функционального состояния популяций рыб в главных водных экосистемах Республики Молдова, разработка рекомендаций по охране и мелиорации рыбного фонда.

Задачи: Выявление особенностей ихтиофаунистических сукцессий и актуализирование списка видов рыб основных водных экосистем Республики Молдова; анализ структурно-функционального состояния популяций рыб; изучение феномена биоинвазии рыб и выяснение стратегий экспансий чужеродных видов; оценка воспроизводительного потенциала чужеродных и интервентных видов рыб; реконцептуализация принципов экологической классификации видов рыб и определение механизмов поддержания устойчивости экосистемы в условиях интенсификации антропогенной нагрузки.

Научная новизна и оригинальность работы: был актуализирован список таксонов ихтиофауны основных водных экосистем Республики Молдова. Выявлены особенности ихтиофаунистических сукцессий в водных экосистемах различного типа. Впервые для Республики Молдова был идентифицирован новый вид рыб – *Gymnocephalus baloni* Holcík & Hensel, 1974, и новый для р. Прут – *Bentophilus nudus* Berg, 1898. Впервые была изучена инвазивная ихтиофауна и расшифрованы стратегии экспансии чужеродных и интервентных видов рыб. Гистологические исследования позволили оценить воспроизводительный потенциал чужеродных (4) и интервентных (5) видов рыб. Были заложены основы развития нового видения касательно относительности экологической классификации видов рыб, которая послужила базой для разработки концепций устойчивости экосистемы и пределов толерантности видов биоиндикаторов.

Полученные принципиально новые результаты для науки и практики: Принципиально новые знания о фауне рыб были получены путем интегрирования современных экологических методов в классическую ихтиологическую науку, с целью выявления реляционных особенностей на разных уровнях надиндивидуальной организации, расшифровки механизмов для поддержания стабильности экосистемы и разработки устойчивой стратегии эффективного и рационального использования рыбного фонда.

Теоретическое значение: Полученные результаты значительно расширяют знания об ихтиофаунистическом разнообразии и состоянии популяций рыб из основных водных экосистем Республики Молдова, о феномене биоинвазий рыб и провоцирующих её факторов окружающей среды.

Прикладная значимость: Научные результаты об сукцессионных изменениях и нынешнем состоянии ихтиофауны основных водных экосистем Республики Молдова послужили основой для разработки мер по сохранению и устойчивому использованию биологических ресурсов, и восстановлению воспроизводительного промыслового потенциала.

Внедрение научных результатов: Результаты исследований используются Министерством сельского хозяйства, регионального развития и окружающей среды Республики Молдова, Государственным университетом им. Димитрия Кантемира, Государственным университетом Молдовы, Университетом политических и европейских исследований им. Константина Стере, Экологическим колледжем и некоторыми рыбохозяйствами страны.

Lista tabelelor:

- Tab. 1.1.** Regimul termic multianual al apei (°C) din fl. Nistru până și după construcția hidrocentralei Novodnestrovsk (p. 29)
- Tab. 1.2.** Conținutul de metale (μg/g) în țesutul muscular striat al peștilor din sectorul inferior al r. Prut (p. 48)
- Tab. 1.3.** Categoriile de clasificare a calității ecosistemelor acvatice în baza faunei piscicole conform Directivei Cadru a Apelor (p. 56)
- Tab. 1.4.** Atribuirea claselor de bonitate ecologică unor ecosisteme acvatice din Republica Moldova în baza valorilor IBI (p. 58)
- Tab. 3.1.** Indicii ecologici sintetici ai ihtiofaunei lacului Dubăsari (s. Oxentea) și albiei fl. Nistru (or. Criuleni) (p. 84)
- Tab. 3.2.** Valorile indicelui de similitudine ecologică (Sørensen) a comunităților piscicole din fl. Nistru (p. 90)
- Tab. 3.3.** Valorile medii cantitative ale capturilor cu volocul pentru puiet (fl. Nistru, a. 2016) (p. 91)
- Tab. 3.4.** Parametrii de creștere la *știucă* din l.a. Dubăsari (p. 95)
- Tab. 3.5.** Parametrii de creștere la *roșioară* din l.a. Dubăsari (p. 96)
- Tab. 3.6.** Valorile indicilor ecologici ai *boarței* din fl. Nistru, aa. 2015-2018 (tronsonul barajul Dubăsari – or. Criuleni) (p. 97)
- Tab. 3.7.** Parametrii de creștere a *boarței* din Nistru inferior (or. Criuleni) (p. 97)
- Tab. 3.8.** Indicii cantitativi ai *scrumbiei-de-Dunăre* (fl. Nistru, s. Olănești) (p. 100)
- Tab. 3.9.** Indicii ecologici sintetici ai ihtiofaunei principalelor tipuri de habitate majore din sectorul Prutului medial (p. 105)
- Tab. 3.10.** Valorile indicelui de similitudine ecologică (Sørensen) a comunităților piscicole din r. Prut (p. 108)
- Tab. 3.11.** Valorile medii cantitative ale capturilor cu volocul pentru puiet (r. Prut, a. 2016) (p. 109)
- Tab. 3.12.** Parametrii de creștere a *șalăului* din l.a. Costești-Stânca (p. 110)
- Tab. 3.13.** Parametrii de creștere a *avatului* din l.a. Costești-Stânca (p. 111)
- Tab. 3.14.** Parametrii de creștere a *plăticii* din l.a. Costești-Stânca (p. 111)
- Tab. 3.15.** Parametrii de creștere a *băbușcăi* din l.a. Costești-Stânca (p. 112)
- Tab. 3.16.** Parametrii de creștere a *morunașului* din l.a. Costești-Stânca (p. 113)
- Tab. 3.17.** Parametrii de creștere a *batcei* din ecosistemul Prutului inferior (p. 118)
- Tab. 3.18.** Tipurile de migrațiuni și speciile reprezentative de pești din zonele umede ale Prutului și Nistrului Inferior (p. 120)
- Tab. 3.19.** Structura populațională a *ghiborului-de-Dunăre* din lacurile Belev și bălțile Manta (p. 121)
- Tab. 3.20.** Parametrii de creștere a *ghiborului-de-Dunăre* din lacul Belev (bazinul r. Prut) (p. 121)
- Tab. 3.21.** Indicatorii cantitativi ai ihtiofaunei r. Bâc în anul 2018 (p. 132)
- Tab. 3.22.** Parametrii de creștere a *bibanului cu ritm sporit de creștere* din l.a. Ghidighici (p. 133)
- Tab. 3.23.** Parametrii de creștere a *bibanului cu ritm lent de creștere* din albia r. Bâc (p. 134)
- Tab. 3.24.** Analiza indicilor de invazie în ihtiocenozele râurilor mici din Republica Moldova (p. 136)
- Tab. 4.1.** Speciile alogene și interveniente de pești semnalate pe teritoriul Republicii Moldova (din sec. XX și până în prezent) (p. 153)
- Tab. 4.2.** Analiza indicilor de invazie în ihtiocenozele fl. Nistru și r. Prut (p. 155)
- Tab. 4.3.** Etapele procesului de bioinvazie a speciilor alogene de pești (p. 156)
- Tab. 4.4.** Parametrii de creștere a *carasului argintiu* din l.a. Ghidighici (p. 170)
- Tab. 4.5.** Parametrii de creștere ai formei ecologice a *carasului argintiu* cu ritm lent de creștere din ecosistemul lacului Belev (p. 171)
- Tab. 4.6.** Parametrii de creștere a *carasul argintiu* din albia Prutului inferior (p. 172)
- Tab. 4.7.** Termenii calendaristici de reproducere a *carasului argintiu* din albia Prutului inferior și lacul Belev (p. 174)
- Tab. 4.8.** Parametrii de creștere ai masculilor de *murgoi-bălțat* din r. Cubolta (p. 179)
- Tab. 4.9.** Parametrii de creștere a *soretelui* din lacul refrigerent Cuciurgan (p. 184)
- Tab. 4.10.** Parametrii de creștere a *soretelui* din ecosistemul Prutului inferior (p. 185)
- Tab. 4.11.** Parametrii de creștere ai *moșului-de-Amur* din albia r. Lopatnic (bazinul r. Prut) (p. 186)
- Tab. 4.12.** Structura populațională a *moșului-de-Amur* din r. Lopatnic și r. Draghiște (bazinul r. Prut) (p. 186)
- Tab. 4.13.** Ciclu reproductiv anual al *moșului-de-Amur* (p. 189)
- Tab. 4.14.** Valorile indicilor ecologici ai guvizilor din Nistru inferior (p. 192)
- Tab. 4.15.** Creșterea în lungime și greutate a *ciobănașului* din Nistru inferior (p. 192)
- Tab. 4.16.** Indicatorii morfo-fiziologici la femelele de *ciobănaș* cu vârsta de 2-3 ani din Nistru inferior în perioada reproductivă (p. 193)
- Tab. 4.17.** Analiza morfofiziologică a femelelor de *stronghil* cu vârsta de doi ani din Nistru inferior

(p. 195)

Tab. 4.18. Creșterea în lungime și greutate a *guvidului-de-baltă* din Nistru inferior (p. 198).

Tab. 4.19. Caracteristica morfofiziologică a femelelor adulte de *Ponticola kessleri* din sectorul Nistrului inferior (p. 198)

Tab. 4.20. Valorile indicilor ecologici pentru *undrea* capturată în fl. Nistru (aa. 2015-2016) (p. 202)

Tab. 4.21. Caracteristica reproductivă a femelelor de *undrea* din Nistru inferior (p. 203)

Tab. 4.22. Valorile indicilor ecologici ai *gasterosteidelor* din fl. Nistru (aa. 2015–2016 (p. 207)

Tab. 4.23. Parametrii de creștere a femelelor de *ghidrin* din Nistru medial (s. Naslavcea) (p. 210)

Tab. 4.24. Ponderea *ciprinidelor asiatice* (și a *crapului de cultură*) din ecosistemul Prutului inferior sub aspect multianual (%) (p. 212)

Tab. 4.25. Abundența relativă a *ciprinidelor asiatice* introduse capturate în bazinul fl. Nistru (%) (p. 212)

Tab. 4.26. Parametrii de creștere ai *cosașului* din l.a. Costești-Stânca (p. 213)

Tab. 4.27. Parametrii de creștere ai *novacului* din l.a. Costești-Stânca (p. 213)

Tab. 4.28. Structura gravidimensională a populațiilor de *sânger* din ecosistemele bazinului fl. Nistru și r. Prut (p. 214)

Tab. 5.1. Evidența capturilor pescuitului recreativ din Nistru inferior (p.228)

Tab. 5.2. Norma de populare a speciilor ameliorative pentru lacurile de acumulare Dubăsari, Ghidighici și Costești-Stânca (p. 239)

Lista figurilor:

Fig. 1.1. Hipertrofia hepatică a *carasului argintiu* (p. 49)

Fig. 3.1. Componenta ihtiofaunei fl. Nistru în anii de studiu 2005-2019 (p. 81)

Fig. 3.2. Diversitatea taxonomică a peștilor din fl. Nistru sub aspect succesional (p. 81)

Fig. 3.3. Diversitatea taxonomică a peștilor din l.a. Dubăsari sub aspect succesional (p. 82)

Fig. 3.4. Dinamica diversității specifice în stațiunile de colectare a probelor din fl. Nistru (a. 2015) (p. 85)

Fig. 3.5. Dinamica diversității specifice în fl. Nistru (a. 2016) (p. 86)

Fig. 3.6. Indicii ecologici sintetici din fl. Nistru în capturile cu volocul pentru puiet (p. 91)

Fig. 3.7. Valoarea dominanței la speciile de pești din Nistrul inferior pentru anii 2017-2019 (p. 92)

Fig. 3.8. Schema verigilor reproductivă a formelor ecologice migratoare, semimigratoare, reodrome și sedentare într-un ecosistem fluvial fragmentat (p. 99)

Fig. 3.9. Secțiune de ovar la *scrumbia-de-Dunăre* după depunerea ultimei porții de icre (3) (p. 101)

Fig. 3.10. Începutul procesului de resorbție totală a oocitelor *scrumbiei-de-Dunăre* după prima porție de icre depusă (mijlocul lunii mai) (p. 101)

Fig. 3.11. Ihtiofagismul *scrumbiei-de-Dunăre*, fl. Nistru, iulie 2018, în aval de barajul Dubăsari (p. 102)

Fig. 3.12. Componenta ihtiofaunei râului Prut (în limitele Republicii Moldova), aa. 2010-2019 (p. 103)

Fig. 3.13. Componenta ihtiofaunei principalelor ecosisteme acvatice din bazinul r. Prut (p. 103)

Fig. 3.14. Diversitatea ihtiofaunistică a râului Prut în aspect temporal (p. 104)

Fig. 3.15. Dinamica diversității specifice sub aspect sezonier în r. Prut (p. 106)

Fig. 3.16. Valorile indicilor ecologici sintetici în capturile cu volocul pentru puiet (r. Prut, a. 2016) (p. 109)

Fig. 3.17. Dominanța speciilor de pești din lacul de acumulare Costești-Stânca (anul 2014) (p. 116)

Fig. 3.18. Dominanța speciilor de pești din Prutul inferior în diferiți ani de studiu (p. 117)

Fig. 3.19. Dinamica sezonieră a valorilor indicilor ecologici sintetici în ihtiocenoza lacului Belevu (p. 123)

Fig. 3.20. Dinamica diversității ihtiofaunistice a unor afluenți ai fl. Nistru în aspect temporal (p. 124)

Fig. 3.21. Dinamica diversității ihtiofaunistice a unor afluenți ai r. Prut în aspect temporal (p. 124)

Fig. 3.22. Separarea empirică a ecosistemului r. Bâc în zone ihtiofaunistice (p. 130)

Fig. 3.23. Indicele dominanței capturilor piscicole din r. Bâc (a. 2018) (p. 131)

Fig. 3.24. Valorile indicilor ecologici sintetici în capturile piscicole din r. Răut în perioada reproductivă (zona de debușare, a. 2018) (p. 138)

Fig. 3.25. Piramida stabilității ecosistemice (p. 146)

Fig. 4.1. Instalarea fazei de bioinvazie (III) la unele specii native de pești în urma îmbunătățirii bruște a condițiilor de existență (după exemplul *boarței*) (p. 157)

Fig. 4.2. Dinamica invaziei *guvizilor* în fl. Nistru, pe fundalul eliminării barierelor naturale provocate de efectul fragmentărilor de albie (p. 158)

Fig. 4.3. Dinamica invaziei *murgoiului-bălțat* în fl. Nistru și în râurile mici din țară (p. 158)

Fig. 4.4. Unda populațională a speciei invazive dintr-un ecosistem acvatic (p. 159)

Fig. 4.5. Fenotipul *bibanului* în ecosistemele suprapopulate de *sorete* (p. 160)

- Fig. 4.6.** Oportunismul trofic al *bibanului* din l.a. Ghidighici (p. 161)
- Fig. 4.7.** Ciupirea înotătoarelor la *obleț* de către *biban* (p. 161)
- Fig. 4.8.** Mimetismul speciilor interveniente de pești (stânga – *undrea*, dreapta – *guvid-de-baltă*) (p. 162)
- Fig. 4.9.** Potențialul invaziv al speciilor alogene și interveniente de pești din ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova (p. 167)
- Fig. 4.10.** Potențialul invaziv al speciilor alogene și interveniente de pești în funcție de impactul produs asupra acvaculturii, mediului și instalațiilor hidrotehnice (p. 168)
- Fig. 4.11.** Femelele mature ale ecotipului *carasului argintiu* cu ritm lent de creștere din lacul Belevu (p. 172)
- Fig. 4.12.** Secțiunea ovarului de *caras argintiu* din lacul Belevu după prima pontă depusă (p. 173)
- Fig. 4.13.** Oocitele din prima generație a *carasului argintiu* din lacul Belevu în faza incipientă a vitelogenezei (octombrie) (p. 175)
- Fig. 4.14.** Oocitele *carasului argintiu* din albia r. Prut în faza vacuolizării citoplasmei (p. 175)
- Fig. 4.15.** Secțiunea ovarului *murgoiului-bălțat* după prima reproducere (p. 178)
- Fig. 4.16.** Secțiunea ovarului *murgoiului-bălțat* după finalizarea ciclului reproductiv (p. 178)
- Fig. 4.17.** Secțiunea oocitului la *sorete* din lacul refrigerent Cuciurgan în faza de maturare completă (F) (p. 181)
- Fig. 4.18.** Generația a doua a oocitelor de *sorete* din lacul refrigerent Cuciurgan în fazele incipiente ale vitelogenezei (p. 181)
- Fig. 4.19.** Dinamica valorilor indicelui gonadosomatic (IGS) la femelele de *sorete* în perioada ciclului reproductiv din lacul refrigerent Cuciurgan (p. 182)
- Fig. 4.20.** Malacofagia *soretelui* în lacul refrigerent Cuciurgan (p. 184)
- Fig. 4.21.** Acumularea și fuzionarea granulelor de vitelus într-o masă omogenă la *moșul-de-Amur* (p. 188)
- Fig. 4.22.** Oocitele *moșul-de-Amur* după sezonul reproductiv (p. 189)
- Fig. 4.23.** Secțiunea ovarului de *ciobănaș* după depunerea porției secunde de icre (p. 193)
- Fig. 4.24.** Secțiunea ovarului la *stronghil* după prima porție de icre depusă (decada a doua a lunii aprilie, fl. Nistru inferior) (p.195)
- Fig. 4.25.** Fragment de vitelus omogenizat și hidratizat în oocitele mature a *stronghilului* (p. 196)
- Fig. 4.26.** Secțiunea ovarului de *stronghil* în stadiul IV₂ de maturizare cu oocite din faza definitivă (p. 196)
- Fig. 4.27.** Oocitele *stronghilului* din a patra generație în faza activă de vitelogenază (p. 196)
- Fig. 4.28.** Secțiunea prin testiculul de *stronghil* în stadiul VI–II de dezvoltare (p. 197)
- Fig. 4.29.** Secțiune de ovar la *guvidul-de-baltă* în stadiul VI-II de maturizare (p. 200)
- Fig. 4.30.** Secțiune de ovar la *guvidul-de-baltă* în stadiul II-III de maturizare (p. 200)
- Fig. 4.31.** Fazele de dezvoltare a oocitelor de *undrea* (p. 203)
- Fig. 4.32.** Fuzionarea granulelor de vitelus din oocitele de *undrea* într-o masă omogenă voluminoasă (p. 203)
- Fig. 4.33.** Grijă față de urmași la *undrea* (p. 204)
- Fig. 4.34.** Progeniturile la *undrea* părăsesc camera incubatoare în stadiul de puiet (p. 204)
- Fig. 4.35.** *Ghidrinul* în asociație cu *boișteanul* (p. 208)
- Fig. 4.36.** Modificările degenerative ale oocitelor din a IV-a generație la *ghidrinul* din Nistru medial (p. 209)
- Fig. 5.1.** Numărul speciilor de pești incluse în edițiile Cărții Roșii a Republicii Moldova (p. 221)
- Fig. 5.2.** Ponderea speciilor de pești în capturile pescuitului recreativ din Nistru inferior (p.229)

Lista principalelor abrevieri

fl. – fluviu;
r. – râu;
l.a. – lac de acumulare;
A – abundența;
D – dominanța;
C – constanța;
W – indice de semnificație ecologică;
HS – indice de diversitate Shannon-Wiener;
H(r) – diversitatea relativă;
Is – indicele de diversitate Simpson;
e – echitabilitate;
S - indicele de similaritate Sorensen;
 L_{∞} - lungimea asimptotică;
 W_{∞} - masa corporală asimptotică;
k - coeficient de creștere în lungime și greutate;
b - coeficient exponențial;
LC – limita de confidență ($\alpha = 0,05$)
 t_0 - vârsta teoretică la care lungimea este 0 (nu are semnificație biologică);
 $t_{\max}$ - longevitatea probabilă;
M – indicele mortalității naturale;
Z – indicele mortalității totale;
F – indicele de mortalitate prin pescuit;
E – rata de exploatare;
CPUE - captura pe unitatea de efort;

INTRODUCERE

Actualitatea și importanța temei abordate. Amenințările majore asupra biodiversității, integrității habitatelor naturale, capacității de asimilare a ecosistemelor, securității resurselor acvatice, potențialului bioproductivității, considerate drept eșec al societății, sunt enunțate în obiectivele Programului Cadru Orizont 2020, prevederile Directivei Cadru privind Apa 60/2000/EC, Recomandările Organizației pentru Dezvoltare și Cooperare—OCDE/GD(97)178 privind monitorizarea și managementul apelor dulci și, în special, a hidrobiocenozelor.

Dacă în trecut strategiile de conservare tradițională a mediului se bazau mai mult pe o filosofie utilitară, ancorată în valoarea economică a componentelor biodiversității, având scopul principal de a maximaliza efectivele doar a câtorva specii în parte, atunci, în prezent, se recunoaște că toate componentele biodiversității sunt importante [311]. În acest context, au fost elaborate și ratificate o serie de tratate internaționale, a căror nouă viziune de mediu a dus la reorientarea strategiilor de conservare axate numai pe specii spre strategii axate pe biocenoze și sisteme ecologice [267, 272, 273]. De menționat faptul că cele mai mari artere acvatice ale țării, fluviul Nistru și râul Prut, sunt transfrontaliere, iar bunăstarea lor se reflectă direct asupra diversității și securității biologice macroregionale, siguranței agroalimentare și sănătății populației. Ihtiofauna Republicii Moldova constituie un patrimoniu național, care a reacționat neîntârziat la imixtiunile antropice majore în bazinele hidrografice al fluviului Nistru și râului Prut. Din această cauză, evaluarea stării actuale a fondului piscicol, identificarea soluțiilor eficiente privind conservarea și protecția diversității ihtiofaunistice și restabilirea capacității bioproducționale, devine o prioritate de ordin nu numai național, dar și interstatal (în baza acordurilor de colaborare a Guvernului Republicii Moldova cu guvernul României privind protecția resurselor piscicole în râul Prut și lacul de acumulare Costești-Stânca (din 01.08.2003) și a Guvernului Republicii Moldova cu Guvernul Ucrainei privind folosirea comună a apelor transfrontaliere (din 23.11.1994)).

Descrierea situației în domeniul de cercetare și identificarea problemelor de cercetare. Cercetările ihtiofaunei ecosistemelor acvatice din Republica Moldova s-au realizat începând cu secolul XIX, acumulându-se numeroase surse bibliografice cu privire la diversitatea, structura și funcționarea ihtiocenozelor ecosistemelor acvatice naturale și antropizate. Printre lucrările fundamentale cu referire la studiul ihtiofaunei de pe teritoriul Republicii Moldova pot fi amintite cele ale savanților: Kessler K.F. [125], Antipa Gr. [1], Berg L.S. [71], Bănărescu P. [2], Burnașev M.S. [88, 89], Cepurnov V.S. [220], Bruma I.H. [79], Cepurnova L.V. [221, 222], Statova M.P. [199], Popa L.L. [180, 181], Carlov V.I. [122], Bodareu N.N. [74], Dolghii V.N. [104], Usatîi M. [58], Crepis O.I. [139]; Fulga N.I. [216].

Până la începutul secolului XIX, ihtiofauna de pe teritoriul actual al Republicii Moldova era influențată nesemnificativ de modificările antropice, cel mai mare impact constând în modificarea structurii landşaftului pe suprafețe restrânse. În prezent însă, este afectată direct integritatea habitatelor acvatice majore, calitatea apelor și bogăția resurselor biologice. Modificările rapide și profunde care s-au produs în starea structural-funcțională a ihtiocenozelor ecosistemelor acvatice din Republica Moldova trebuie evaluate. Totodată, este necesară identificarea factorilor provocatori, fundamentate legăturile de funcționare și elaborate măsurile științifico-practice eficiente de reabilitare a ihtiofaunei autohtone și de valorificare durabilă a fondului piscicol.

Scopul lucrării constă în relevarea particularităților succesionale ihtiofaunistice, a stării structural-funcționale a populațiilor de pești din principalele ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova, elaborarea recomandărilor de protecție și ameliorare a fondului piscicol.

Pentru realizarea scopului preconizat au fost trasate următoarele **obiective**:

- Fundamentarea particularităților succesionale ihtiofaunistice și reactualizarea listei speciilor de pești din principalele ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova;
- Analiza stării structural-funcționale a populațiilor de pești;
- Relevarea fenomenului bioinvaziilor piscicole și elucidarea strategiilor expansiunii speciilor;
- Evaluarea potențialului reproductiv al speciilor alogene și interveniente de pești;
- Reconceptualizarea principiilor de clasificare ecologică a speciilor de pești și identificarea mecanismelor de menținere a stabilității ecosistemice în condiții de intensificare a presiunii antropice.

Ipoteza de cercetare: Ihtiofauna ecosistemelor acvatice naturale ale Republicii Moldova în cea mai mare măsură este influențată de factorii naturali și cei antropici, iar măsurile de ameliorare vor fi elaborate în strictă dependență de particularitățile și potențialul de adaptare al speciilor.

Metodologia cercetării științifice. Cercetările faunei piscicole se bazează pe suportul metodologic al clasicilor științei ihtiologice ca: Berg L.S. [71], Bănărescu P. [2], Kottelat M., Freyhof J. [250], Pravdin I.F. [183], Nicoliskii G.V. [166, 168], Kobličkaia A.F. [131], Tiurin P.V.[211], Cepurnoca L.V. [222], Șibaev C.V. [228] ș.a. Drept suport metodologic și teoretico-științific pentru investigațiile sinecologice și demecologice au servit cercetările fundamentale ale clasicilor ecologiei și biologiei moderne: Odum I. [170], Dediu I. [29], Alimov A.F. [68], Botnariuc N., Vădineanu A. [5] ș.a. Lucrările lui Alimov A.F. [68], Toderăș I. [52, 53, 54], Zubcov E. [63] ș.a. au contribuit la determinarea rolului funcțional al peștilor în circuitul substanțelor chimice și caracterizarea posibilităților de utilizare a faunei piscicole în activitatea de monitoring ecologic integrat al ecosistemelor acvatice.

În lucrarea de față, s-au utilizat prin combinare și armonizare metodele ecologice moderne de studiu cu cele ihtiologice clasice, ceea ce a condus la dezvoltarea unei noi direcții științifice de cercetare a faunei piscicole la diferite nivele de organizare și integrare – ihtiologia sinecologică. Astfel, rezultatele investigațiilor ihtiologice puse la dispoziția altor științe ale mediului, au permis descifrarea relațiilor, proceselor și fenomenelor din natură prin interpretarea integralistă a datelor, lucru dificil de realizat în condițiile unei specializări înguste de cercetare.

Noutatea și originalitatea științifică a rezultatelor obținute constă în stabilirea diversității ihtiofaunistice și actualizarea listei speciilor de pești din principalele ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova. Semnalarea speciei noi pentru Republica Moldova – *Gymnocephalus baloni* Holcík & Hensel, 1974, iar pentru r. Prut – specia *Bentophilus nudus* Berg, 1898. Relevarea particularităților succesiunilor ihtiocenotice în ecosisteme acvatice de diferit tip în condiții de intensificare a presingului antropic. Descifrarea strategiilor de expansiune și proliferare a speciilor alogene și interveniente de pești în baza dezvoltării teoriei pulsaționale. Evaluarea potențialului reproductiv al unor specii alogene (4 sp.) și interveniente (5 sp.) de pești prin intermediul investigațiilor histologice. Dezvoltarea concepției stabilității ecosistemice și limitelor de toleranță a speciilor bioindicatoare de pești în baza abordării relativiste a clasificărilor ecologice.

Problema științifică importantă soluționată constă în dezvoltarea și fundamentarea unei noi direcții științifice în cercetările ihtiologice prin prisma investigațiilor sinecologice și demecologice, fapt ce a permis elucidarea relațiilor și a ierarhiilor stabilite la nivelurile supraindividuale de organizare. Descifrarea strategiilor de expansiune și a particularităților reproductive la speciile oportuniste de pești, fapt ce a permis evaluarea potențialului de biocontaminare a ecosistemelor acvatice din țară. A fost fundamentată științific capacitatea înaltă de adaptare a speciilor de pești în condițiile intensificării presingului antropic și a modificărilor climatice, *ceea ce a condus* la reconceptualizarea clasificărilor ecologice, *fapt ce a permis*, în consecință descifrarea mecanismelor de menținere a stabilității ecosistemice în ihtiocenozele degradate antropic.

Rezultate principal noi pentru știință și practică obținute. Au fost obținute cunoștințe principal noi privind fauna piscicolă, prin intermediul integrării metodelor ecologice în investigațiile ihtiologice clasice în vederea relevării particularităților relaționale la diferite nivele de organizare supraindividuală și de integrare subindividuală, a descifrării mecanismelor de menținere a stabilității ecosistemice și a elaborării unei strategii durabile de valorificare eficientă și rațională a fondului piscicol. A fost evaluat potențialul reproductiv la unele specii alogene și interveniente de pești, precum: *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846), *Perccottus glenii* Dybowski, 1877, *Gasterosteus aculeatus*

Linnaeus, 1758, *Syngnathus abaster* Risso, 1827, *Ponticola kessleri* (Gunther, 1861), *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) prin intermediul investigațiilor histologice. Au fost relevate în premieră relațiile trofice strânse stabilite între două specii alogene în arealele lor secundare – *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) și *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771).

Semnificația teoretică. Analiza complexă a stării ihtiofaunei ecosistemelor acvatice naturale ale Republicii Moldova a permis elucidarea legităților de restructurare a ihtiocenozelor în perioada de globalizare a translocărilor piscicole, de distrugere a habitatelor naturale și de modificare climatică. Evidențierea particularităților ihtiocenotice succesionale din ecosistemele naturale și evaluarea potențialului reproductiv la speciile invazive de pești a condus la dezvoltarea teoriei pulsaționale a bioinvaziilor. Analiza populațiilor piscicole din diferite tipuri de ecosisteme acvatice, care sunt supuse în mod diferit presiunii antropice, a permis elaborarea unei concepții noi privind potențialul adaptiv al speciilor de pești și aplicarea unor noi viziuni în programele de biomonitoring acvatic. Așadar, concepția științifică privind relativitatea clasificării ecologice a taxonilor se bazează pe identificarea populațiilor locale cu particularități bio-ecologice distincte.

Valoarea aplicativă a lucrării. Rezultatele științifice generalizate privind legitățile succesionale și starea actuală a ihtiofaunei din principalele ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova au servit ca bază pentru elaborarea măsurilor de protecție și valorificare durabilă a resurselor biologice acvatice și de restabilire a potențialului piscicol productiv. Au fost brevetate procedee noi de reproducere a speciilor pelagofile și lito-psamofile de pești. De asemenea, a fost elaborată și brevetată o metodă originală de combatere a bioinvaziilor piscicole și de sporire a bazei trofice naturale în obiectivele acvatice cu destinație piscicolă. Rezultatele investigațiilor prezintă interes științific și pentru efectuarea monitoringului ecologic integrat în Republica Moldova ca parte componentă și inalienabilă a Strategiei Naționale de Mediu și a Directivelor UE în domeniu. Astfel, cercetările efectuate contribuie esențial la elucidarea unor aspecte cu caracter aplicativ vizând protecția mediului și valorificarea rațională a resurselor biologice acvatice. Rezultatele obținute sunt parte semnificativă a rapoartelor Laboratorului de Ihtiologie și Acvacultură al Institutului de Zoologie privind realizarea temelor instituționale fundamentale, aplicative, a proiectelor pentru tineri cercetători, a proiectelor internaționale, a proiectelor din cadrul programelor de stat și a contractelor economice. Publicațiile și rezultatele lucrării sunt utilizate în instituțiile de învățământ superior și mediu din țară (Universitatea de Stat "Dimitrie Cantemir", Universitatea de Stat din Moldova, Universitatea de Studii Politice și Europene "Constantin Stere", Colegiul de Ecologie din Chișinău), la cursurile speciale de ecologie animală, conservarea biodiversității, ihtiologie, piscicultură ș.a.

Rezultatele științifice principale înaintate spre susținere:

1. Diversitatea ihtiofaunistică a Republicii Moldova și starea populațiilor piscicole este influențată în cea mai mare măsură de factorii antropici și de modificările climatice.
2. În condițiile ecologice actuale (fragmentarea râurilor, pescuitul ilegal, instabilitatea climatică, etc.) devin avantajate speciile de talie mică cu perioadă reproductivă extinsă și cu manifestarea grijii față de urmași.
3. Cataclisme climatice se numără printre principalele cauze de răspândire a speciilor alogene de pești care utilizează cu succes strategia expansiei de tip saltativ.
4. Numai în sistemele ecologice degradate se pot constata efecte invazive profunde (râurile mici, fluviul Nistru pe unele segmente, lacul de acumulare Cuciurgan).
5. Taxonii recunoscuți ca bioindicatori ai apei curate în prezent demonstrează un grad înalt de adaptabilitate în mediile degradate antropice.
6. Ecosistemele acvatice "simplificate" au un potențial suficient de menținere a stabilității și funcționalității în baza mecanismelor compensatorii de diversificare intraspecifică.
7. Crearea condițiilor favorabile de reproducere naturală a speciilor economic valoroase de pești vor avea un efect mult mai relevant și durabil în timp decât populările sistematice.

Implementarea rezultatelor științifice. Rezultatele investigațiilor sunt utilizate de Ministerul Agriculturii, Dezvoltării Regionale și Mediului (MADRM) la editarea Rapoartelor privind starea mediului în Republica Moldova. Unele rezultate au fost implementate de către organele de resort (MADRM, Inspectoratul pentru Protecția Mediului, Agenția Ecologică de Stat) în scopul conservării diversității specifice, majorării productivității piscicole și ameliorării biologice a ecosistemelor acvatice naturale din țară. În Cartea Roșie, ediția a III-a (2015), au fost descrise particularitățile bioecologice la 5 specii de pești. Noile cunoștințe privind starea ihtiocenozelor ecosistemelor acvatice servesc la pregătirea specialiștilor în domeniul hidrobiologiei, ihtiologiei, ecologiei în cadrul instituțiilor de învățământ superior și mediu de specialitate: Universitatea de Stat "Dimitrie Cantemir", Universitatea de Stat din Moldova, Universitatea de Studii Politice și Europene "Constantin Stere", Colegiul de Ecologie din Chișinău.

Aprobarea rezultatelor științifice. Rezultatele și concluziile principale obținute la tema tezei au fost comunicate și discutate în cadrul următoarelor reuniuni științifice: „Structura și funcționarea ecosistemelor în zona de interferență biogeografică”, Chișinău, 2008; „Diversitatea, valorificarea rațională și protecția lumii animale”, Chișinău, 2009; International Conference "Academician Leo Berg – 135", Bender, 2011; The Second Assembly of NACEE (Network of Aquaculture Centres in Central and Eastern Europe) and the Workshop on the Role of Aquaculture in Rural Development, Chișinău, 2011; International Conference of Zoologists

"Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity", 2011; Transboundary Dniester River Basin Management in Frames of a New River Basin Treaty. Proceedings of the International Conference, Chişinău, September 20-21, 2013; International Symposium dedicated to 75th anniversary of Professor Andrei Munteanu "*Sustainable use and protection of animal world diversity*", Chişinău, 2014; "Actual problems of protections and sustainable use of the animal world diversity". *VIII-th International Conference of Zoologists*. 11-12 octombrie, 2013; "*Annual Zoological Congress of "Grigore Antipa" Museum*", 19-22 noiembrie, Bucureşti, 2014; International Conference "Academician Leo Berg – 140", Bender, 2016; Conferinţa internaţională "*Mediul şi schimbarea climei: de la viziune la acţiune*", Chişinău, 5-6 iunie 2015; International Conference "Environmental challenges in Lower Danube Euroregion", 25-26 iunie, 2015, Galaţi, România; Conferinţa Ştiinţifică cu participare internaţională, consacrată aniversării celor a 150 ani de ani de la apariţia ecologiei ca ştiinţă şi a 25 de ani de la înfiinţarea institutelor de Ecologie şi Geografie: „Probleme ecologice şi geografice în contextul dezvoltării durabile a Republicii Moldova: realizări şi perspective”, Chişinău, 2016; XI-Internaţional Conference of Zoologists "*Sustainable use, protection of animal world and forest management in the context of climate change*", Chişinău, 12-13 octombrie, 2016; *Annual Zoological Congress of "Grigore Antipa" Museum*, Bucureşti, 19-22 noiembrie, 2016; Международный семинар по изучению биоразнообразия на базе Варзобской горно-ботанической станции "Кондара", or. Duşambe, 1–7 octombrie 2017 ; International Conference of Zoologists "Actual problems of zoology and parasitology: achievements and prospects", dedicated to the 100th anniversary from the birth of academician Alexei SPASSKY, Chişinău, 13 octombrie 2017; Expoziţia Internaţională Specializată „INFOINVENT-2017”; Simpozionul Naţional "Dimitrie Ghika-Comăneşti", or. Comăneşti, România, 4 august 2018; International Symposium dedicated to 70th anniversary of academician Ion Toderaş, 2018; Conferinţa Ştiinţifică Naţională cu Participare Internaţională "Integrare prin Cercetare şi Inovare", USM , 8-9 noiembrie 2018; Hydropower impact on river ecosystem functioning: Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, 8-9 octombrie, 2019

Publicaţii la tema tezei. Principalele rezultate la tema tezei au fost prezentate în peste 135 de lucrări ştiinţifice, inclusiv: 1 monografie monoautor, 4 monografii colective, 11 articole în reviste din străinătate recunoscute, 42 articole în reviste din Registrul Naţional al revistelor de profil, 38 articole în culegeri ştiinţifice, 16 teze la manifestări ştiinţifice din străinătate şi 18 în ţară, 3 brevete de invenţie şi 2 îndrumare metodice.

Volumul şi structura lucrării. Conţinutul de bază al lucrării este expus pe 269 de pagini şi cuprinde: introducere, 5 capitole, concluzii, recomandări practice, bibliografie alcătuită din

324 de titluri, adnotări în limba română, engleză și rusă, 22 anexe. Teza este ilustrată cu 58 tabele și 64 de figuri.

Cuvinte-cheie: ihtiofaună, bioinvazie, ecosisteme acvatice, hidrobiotop, factori ecologici, indici ecologici, idioadaptare, specie indigenă, specie alogenă, specie intervenientă.

Sumarul compartimentelor tezei

În capitolul 1 este redată analiza situației de cercetare a ihtiofaunei ecosistemelor acvatice naturale din țară în diferite perioade succesionale, sunt evidențiați factorii ecologici negativi și descrise modificările structural-funcționale survenite la nivel intra- și supraspecific sub influența presiunii antropice. Speciile de pești identificate pe teritoriul Republicii Moldova au fost catalogate după diverse criterii ecologice.

În capitolul 2 sunt abordate metodele de investigație ihtiologice, histologice și ecologice.

În capitolul 3 sunt evidențiate particularitățile genezei ihtiofaunei în Bazinul Ponto-Caspic (inclusiv pe teritoriul Republicii Moldova), sistematizate rezultatele cercetărilor ihtiologice din principalele ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova, precum: fl. Nistru (inclusiv l.a. Dubăsari), r. Prut (inclusiv l.a. Costești-Stânca, lacul Belev și bălțile Manta), râurile mici din țară (inclusiv l.a. Ghidighici situat pe r. Bâc). S-a constatat că cea mai bogată ihtiofaună găzduiesc cursurile inferioare ale fl. Nistru și r. Prut, grație zonelor de ecoton. Cu cât ne deplasăm în amonte, se majorează ponderea speciilor reofile de pești, dar scade valoarea diversității specifice și a producției piscicole. S-a demonstrat că, dintre toate ecosistemele acvatice investigate, cel mai mult a fost afectată ihtiofauna râurilor mici din țară, aceasta fiind supusă unei presiuni antropice fără precedent.

Au fost fundamentate științific legăturile ce reflectă procesele de modificare a structurii ihtiocenotice și populaționale din ecosistemele acvatice naturale ale Republicii Moldova în condițiile impactului antropic și pronosticate viitoarele tendințe succesionale.

S-a elaborat o concepție nouă privind stabilitatea ecosistemică și mecanismele de menținere a acesteia și s-au pus bazele abordării relativiste în clasificarea ecologică a taxonilor piscicoli.

În capitolul 4 este abordat detaliat fenomenul bioinvaziilor piscicole în ihtiocenozele ecosistemelor acvatice din țară, au fost evidențiate cauzele modificărilor de areal, s-a estimat potențialul invaziv al speciilor alogene și interveniente de pești, evidențiate strategiile de expansiune și proliferare a speciilor alogene, s-a analizat caracterul succesiunilor ihtiocenotice influențate de speciile invazive de pești. S-a constatat rolul major al cataclismelor naturale (modificărilor climatice), al procesualului activ de limnificare și colmatare a ecosistemelor acvatice în avansarea speciilor alogene și interveniente de pești. Au fost investigate detaliat

particularitățile bioecologice ale speciilor alogene și interveniente de pești în condițiile Republicii Moldova. Pentru prima dată s-a evaluat potențialul reproductiv al speciilor alogene și interveniente de pești prin prisma cercetărilor histologice.

În capitolul 5 este abordată partea aplicativă a rezultatelor științifice, sub formă de elaborări practice și recomandări științifice argumentate în scopul redresării și ameliorării stării ihtiofaunei ecosistemelor acvatice naturale și antropizate din bazinele fl. Nistru și r. Prut.

1. IHTIOFAUNA REPUBLICII MOLDOVA

1.1. Diversitatea taxonomică a peștilor din ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova

Prima problemă care se pune este cea a entității, din punct de vedere sistematic/taxonomic, a organismelor care populează un ecosistem, un ținut (delimitat geografic sau administrativ) sau o țară. Dezvoltarea sistematicii este indispensabilă ocrotirii viului pe planeta noastră și se bucură de o înțelegere din ce în ce mai sporită astăzi, nu numai printre biologi. Dezbaterea problemei biodiversității la Conferința de la Rio de Janeiro din 1992 asupra mediului înconjurător (inclusiv adoptarea Convenției privind biodiversitatea) este o primă dovadă elocventă în acest sens. Se înțelege deci că, printre problemele speciale ale sistematicii, legate de ocrotirea biodiversității, prioritară este problema speciei, căci mai întâi trebuie să știm ce vom ocroti; de abia apoi se pune întrebarea: pentru ce? și, în continuare, întrebarea: cum vom ocroti? [27].

Conferința ONU pentru Mediu și Dezvoltare ECO'92 de la Rio de Janeiro definește biodiversitatea ca fiind „variabilitatea printre organisme vii de orice origine, incluzând între altele sistemele terestre, marine și alte sisteme acvatice și complexe ecologice din care ele fac parte. Ele includ diversitatea din interiorul speciilor, dintre specii și diversitatea ecosistemelor” [272]. În așa fel, putem evidenția biodiversitatea următoarelor niveluri de complexitate: 1. Diversitatea genetică (intraspecifică), 2. Diversitatea specifică (interspecifică), 3. Diversitatea ecosistemică (supraspecifică), 4. Diversitatea peisagistică (diversitatea asociațiilor ecosistemice) și 5. Diversitatea cultural-umană [29].

În contextul imperativului conservării biodiversității, în ultima perioadă s-au elaborat și ratificat o serie de tratate internaționale a căror nouă viziune de mediu a dus la reorientarea strategiilor de conservare axate pe specii spre strategii axate pe biocenoze și sisteme ecologice. Printre cele mai importante tratate internaționale la care a aderat și Republica Moldova cu scop de protecție integrală a speciilor și habitatelor lor, menționăm: *Convention on Wetlands of International Importance as Wildlife Habitats (Ramsar, 1971)*; *Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (Bonn Convention, 1983)*; *World Heritage Convention, 1972*; *The Bern Convention, 1982*; *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, 1973*; *Council Directive 92/43/EEC on the conservation of natural habitats and wild fauna and flora ș.a.* [267, 273, 312].

Biodiversitatea ecosistemică este cel mai puțin studiată, întrucât ea nu privește numai tipul de ecosistem și structura sa specifică, dar și particularitățile lanțurilor și rețelelor trofice, modul în care se realizează circulația materiei și energiei, precum și evaluarea capacității de producție și de suport a fiecărui tip de ecosistem în parte. Cauza acestei situații rezidă în complexitatea unor astfel de cercetări, în lipsa echipelor de specialiști, în costurile ridicate, precum și în timpul necesar elucidării aspectelor menționate mai sus. Astfel, în pofida conceptului răspândit al

biodiversității, puținele sunt cercetările care au determinat acest atribut pentru o întreagă biocenoză. Cel mai des se apreciază diversitatea unui anumit grup ecologic sau sistematic de pe o anumită unitate de suprafață delimitată ecologic (spre exemplu, diversitatea peștilor, a planctonului, a bentosului dintr-un lac, râu, zonă, sector ș.a.), ceea ce astăzi numim **α (alfa) diversitate** (diversitate intrabiotopică), și se folosește, mai ales, la estimarea bogăției de specii dintr-un ecosistem, la evaluarea raportului între numărul de specii și cel de indivizi, a ponderii populațiilor într-o biocenoză, a eterogenității de repartiție a populațiilor și taxonilor ș.a. Atunci când comparăm diversitatea diferitor ecosisteme, punând în evidență gradul de similaritate dintre comunitățile lor, vorbim de **β (beta) diversitate** (diversitate interbiotopică), iar când caracterizăm varietatea dintr-o arie geografică mai mare (de exemplu, un bazin hidrografic) vorbim de **γ diversitate** (diversitate sectorială, care integrează atât diversitățile α cât și β) [29, 144, 170].

Conceptul de biodiversitate semnifică, în primul rând, ansamblul taxonilor, iar ulterior s-a evidențiat relația între multitudinea de specii și mulțimea de indivizi, stabilind că numărul de specii și numărul de indivizi sunt valori invers proporționale (principiile lui Thienemann) [29, 34]. De aceea, un ecosistem sănătos este suficient de bogat în specii, echilibrat după raportul efectivelor și capabil să opună rezistență amenințărilor din exterior.

Bogăția ihtiofaunistică, tocmai datorită faptului că nu poate fi cuantificată cu exactitate, are un rol important în funcționarea ecosistemelor acvatice, rol care însă, nu este pe deplin cunoscut, întrucât diversitatea genetică, trofică și funcțională este foarte mare. Diversitatea speciilor este importantă, deoarece în grupurile de pești ce au strategii de hrănire diferite, crește complexitatea relațiilor trofice care induce implicit o interconexiune mai solidă și durabilă între diferite nivele trofice, ca rezultat asigurându-se menținerea funcționalității ecosistemice. Importanța speciilor de pești cu spectru trofic similar este, de asemenea, necesară, fiind atenuate consecințele fluctuațiilor bruște de efectiv prin antrenarea operativă a reprezentanților verigilor congruente. În așa fel, relațiile în cadrul unui ecosistem înalt organizat sunt bine protejate și asigurate prin dublarea legăturilor sensibile, și cu cât bogăția specifică este mai mare, cu atât funcțiile și proprietățile ecosistemelor vor fi mai ușor de sesizat.

Măsurarea biodiversității, deși e o preocupare constantă în studiile de biologie, ecologie și protecția mediului, reprezintă una dintre marile provocări în acest domeniu. În general se crede că numărul de specii este un atribut simplu de evidențiat, presupunând adesea studii de catalogare, dar, nici o tehnologie performantă și nici un studiu cantitativ de mare precizie nu vor înlocui aptitudinile unui bun sistematician. De rând cu criteriile clasice (criteriul morfologic și cel al izolării reproductive la animale), știința modernă pune la dispoziția cercetătorilor criterii genetice și biochimice de mare finețe, dar mai dificil de aplicat în cercetarea practică curentă (la

moment). Unele dintre ele pot pune chiar sub semnul întrebării definiția clasică a conceptului de specie, însă importanța acestor probleme teoretice pentru practica ocrotirii biodiversității este neîndoieabilă. De aceea, considerăm că acestea nu trebuie exagerate, ci dimpotrivă combinate cu precauție, fiindcă o asemenea exagerare ar putea să ne ducă într-un impas steril, irosi timpul pe discuții teoretice și, implicit, la tergiversarea măsurilor necesare și eficiente de protecție [27].

Grație interferenței biogeografice, ihtiofauna fluviului Nistru conține specii relict și endemice ale Dunării, Nistrului și Niprului (11 taxoni), autoexpansiști pontici (cca 30 taxoni) și mediteraneeni (6 taxoni), cât și taxoni alogeni de origine asiatică și nord-americană translați antropocor. Astfel, Republica Moldova, în pofida teritoriului mic pe care-l ocupă, este mărginită de două bazine hidrografice, ce sunt relevante atât ca dimensiuni, cât și ca particularități ale florei și faunei acvatice (zona de interferență biogeografică). La vest este mărginită de fl. Dunărea și afluentul său de stânga – râul Prut, iar la est – de fluviul Nistru.

Lucrările cu privire la studiul diversității ihtiofaunistice din ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova denotă valori fluctuante cu caracter neuniform, în diferiți ani catalogându-se între 75 și 130 taxoni [21, 23, 41, 58, 71, 74, 104, 173, 181, 222]. Această alternanță a diversității ihtiofaunistice este condiționată, pe de o parte, de dificultatea și specificul monitoringului ihtiofaunistic, iar pe de altă parte, de activitățile de anvergură privind translocarea de noi specii, și de autoexpansiunea reprezentanților exotici și intervenienți în mediile antropice modificate.

Printre lucrările fundamentale preocupate de studiul ihtiofaunei pe teritoriul Republicii Moldova pot fi amintite cele ale savanților: Nordmann (1840), Heckel (1857), Kessler K.F. [125], Antipa Gr. [1], Berg L.S. [71], Bănărescu P. [2], Burnașev M.S. [88, 89], Cepurnov V.S. [220], Grimaliski V.L. [100], Bruma I.H. [79], Cepurnova L.V. [221, 222], Popa L.L. [180, 181], Carlov V.I. [122], Bodareu N.N. [74], Dolghii V.N. [104], Usatîi M. [58],

Dacă, până la începutul secolului XIX, ihtiofauna fl. Nistru era reprezentată în proporție mai mare de 70% din specii litofile de pești, ce reflectau în mare parte natura substratului albiei, atunci, începând cu secolul XX, integritatea biotopurilor și a stării structural-funcționale a ihtiocenozelor a fost perturbată grav. Bararea și îndreptarea albiilor, construcția hidroelectrocentralelor, asanarea bălților și a lacurilor naturale, construcția canalelor de comunicare între diverse bazine hidrografice, dezvoltarea transportului naval, modernizarea metodelor de pescuit industrial, translocarea de material piscicol alogen, intensificarea poluărilor tehnogene ș.a., au condus la modificări ireversibile în structura și starea faunei piscicole autohtone. În prezent, capturile industriale și noncomerciale denotă declinul dramatic. Speciile indigene de talie medie și mare, numeroase în trecut, printre care amintim peștii regali, precum sturionii (*morunul*, *nisetru* *rusesc*, *viza*, *păstruga*, *cega*) și salmonidele (*păstrăvul-de-mare*, *lostrița*) practic au dispărut. De asemenea, specii foarte abundente pe vremuri, ca *sabița*,

vârezubul, morunașul semimigrator, mreana comună, cleanul, scobarul, ocheana, au devenit acum mult mai rare, iar locul lor a fost preluat de speciile oportuniste multidominante de talie mică și medie, precum: *guvizii, undreaua, ghidrinul, carasul argintiu, batca, babușca, bibanul, oblețul* și de cele de cultură populate sistematic, precum: *crapul, sângerul, novacul, cosașul*. Multe alte specii native și altădată obișnuite, în prezent au ajuns în declin numeric sau chiar au dispărut: *văduvița, caracuda, linul, cosacul, mreana-vânăță, mihalțul, beldița, boișteanul, unele sp. de porcușori, zglăvoacele, grindelul, lipanul, chișcarul ucrainean, țigănușul, anghila europeană ș.a.* [11, 41, 57, 58, 71, 74, 88, 104, 146, 173, 182, 224, 262] (Figura A 1.1–A 1.29).

Primele cunoștințe ample cu privire la diversitatea ihtiofaunei fl. Nistru, particularitățile ecologice ale speciilor de pești și importanța lor piscicolă au fost reflectate de academicianul Berg L.S. (1948-1949) în lucrarea fundamentală «Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран» [71], care nu și-a pierdut până în prezent actualitatea și importanța științifică. Savantul evidențiază o diversitate ihtiofaunistică constituită din 76 specii de pești pentru tot macroecosistemul fl. Nistru și 62 specii de pești pentru sectorul său inferior. Investigațiile ulterioare, efectuate de Burnașev M.S. ș.a. (1951-1953) [88] în fl. Nistru până la construcția lacului de baraj Dubăsari (de la or. Hotin și până la liman), au evidențiat o diversitate constituită din 56 specii de pești, iar Iaroșenco M.F. ș.a. (1957) a semnalat, de la or. Halici și până la liman, deja 49 specii de pești [232]. Conform datelor lui Iaroșenco M.F. ș.a. (1951), producția piscicolă anuală a Nistrului inferior (inclusiv limanul nistrean) la începutul secolului XX, constituia în medie 850 de tone [234]. Specii economic valoroase ca *șalăul, crapul european, morunașul și plătica* au deținut o pondere totală de 31%. După puțin timp de la bararea și regularizarea albiei (în aa. 1961–1965), capturile de *crap european, plătică, șalău, somn, știucă, avat, morunaș, sabiță* s-au diminuat de la 255 de tone până la 64,3 tone. Printre speciile care și-au majorat, însă, efectivele în condiții de fragmentare, se menționează *babușca/taranca* și *carasul argintiu* [74]. Astfel, ponderea în capturi a *carasului argintiu* din fl. Nistru în anul 1968 atingea 3%; în anul 1969 – 20,0%, în anul 1970 – 18% [79]. Conform datelor lui Cojocaru E.V. (1973), în fl. Nistru, până la edificarea barajului, media anuală a capturilor piscicole pentru cinci ani (1950–1954) constituia 176,6 tone/anual, iar după (1955–1965) – 67,1 tone/anual [133]. În limanul nistrean, după barare ponderea *șalăului, crapului european, morunașului* și a *plăticii* s-a redus cu 84%, pe când cea a speciilor „depreciate alimentară” a crescut de 8,3 ori [122]. În anii 1962–1970 captura totală a speciilor reglementate s-a încadrat în limitele 30–40 tone/anual, iar biomasa extrasă a speciilor nereglementate a întrecut 50% din biomasa celor valoroase economic. Producția piscicolă estimată a fl. Nistru după fragmentare a variat în limitele de 14–19 kg/ha, în pofida faptului că din contul valorificării bazei trofice naturale se puteau obține de la 40 până la 300 kg/ha [79]. În anii '80 ai secolului XX, producția piscicolă evaluată în Nistrul inferior a constituit

în medie 24–26 kg/ha [74]. În ultimele decenii s-a constatat o reducere a cantității capturilor industriale de circa 15,6 ori [146]

În prezent, în sectorul Nistrului inferior, domină numeric reprezentanții piscicoli ai ihtiocomplexelor ponto-caspic de apă dulce, ponto-caspic marin și boreal de șes [74, 104].

Analiza diversității ihtiofaunistice a lacului de acumulare Dubăsari sub aspect succesional constată o micșorare substanțială a structurii specifice de la 52 specii în a. 1951 până la 36 specii în prezentul studiu, ca rezultat al dispariției speciilor tipice reofile și a celor migratoare și semimigratoare de pești [11, 58, 90, 104, 234]. Din speciile economic valoroase și reprezentative în trecut, se menționează: *cleanul*, *scobarul*, *mreana comună*, *vârezubul*, *ocheana*, *morunașul*, *avatul*, *sabița*, *somnul european*, *șalăul ș.a.* [57, 58, 74, 104]. Construcția barajului Dubăsari a modificat radical ihtiofauna, atât sub aspect calitativ, cât și cantitativ. În primii ani după edificare, au fost semnalate 45 specii și subspecii de pești [90]. Anterior, specii relativ comune precum *pietrarul* și *beldița* practic au dispărut, speciile migratoare și semimigratoare, de asemenea, au scăzut în capturi, iar unele specii reofile ca: *păstrăvul indigen*, *lipanul*, *boișteanul* și *mreana-vânăță* s-au refugiat în amonte [74]. În schimb, în primii ani de existență a lacului (prima fază succesională), au reușit să-și majoreze semnificativ efectivele *ocheana*, *cleanul*, *avatul*, *scobarul*, *babușca*, *roșioara*, *fufa*, *ghiborțul comun*, *taranca*, *plătica*, *șalăul*, *bibanul*, *somnul*, *cega* și *morunașul*. Speciile menționate au atins în capturi o pondere numerică de 98,11%, iar după biomasă – 94,52%. Ulterior, din cauza înrăutățirii condițiilor de reproducere a speciilor litofile și majorare a boiștilor speciilor fitofile de pești, s-a constatat substituția continuă a gildei reproductive reofile litopsamofile (*cleanul*, *scobarul*, *mreana comună*, *cega*) cu cea limnofilă fitopolifilă, prin reprezentanții tipici ca: *plătica*, *bibanul*, *babușca*, *șalăul*, *carasul argintiu*, *oblețul ș.a.* Ponderea speciilor reofile precum *cleanul*, *scobarul*, *cega*, *ocheana*, *morunașul* și *mreana comună* s-a decimat până la eliminarea aproape totală din capturile industriale. În anii '80–'90 a secolului XX, speciile reprezentative de pești din lacul Dubăsari au devenit: *plătica*, *babușca*, *bibanul* și *șalăul*, însă producția piscicolă a scăzut până la 8 kg/ha [52, 74], tablou confirmat de dinamica capturilor industriale ce s-au redus mai mult de zece ori, de la 50–60 de tone până la 3–5 tone anual (Figura A 7.4).

Ecossistemul râului Prut din trecut, grație hidrobiotopului puternic accidentat, având o albie bogată în meandrări, gropi adânci și vaste întinsuri inundabile, era recunoscut prin cantitatea și dimensiunile *somnului* și a *crapului european* [55]. Malurile abrupte umbrite de copaci și cu apă curată formau habitate prielnice pentru speciile bentonice de râu. În aceste maluri își săpau galeriile diverse nevertebrate amfibionte, cum ar fi larvele de efemeropterele, tricoptere, plecoptere, coleoptere și care, prin marea abundență, atrăgeau speciile stenotope reofile de pești precum *pietrarul*, *fusarul*, *cega*, *mreana-vânăță*, *porcușorii ș.a.* Astfel, se poate menționa că

biotopul acestui râu a creat habitate caracteristice unui număr semnificativ de specii de pești, unele fiind de origine endemică și relictă, deosebit de rare și protejate la nivel atât național, cât și internațional. În pofida acestui fapt, în prezent se constată totuși tendința generală de reducere a diversității specifice autohtone și avansarea speciilor ubicviste oportuniste ca *oblețul*, *boarța*, *babușca*, *batca*, *carasul argintiu*, *murgoiul-bălțat*, *soretele*, *moșul-de-Amur*, *moaca-de-brădiș*, *ciobănașul*, *mocănașul*, *undreaua ș.a.*, care devin multidominante și agresive în relațiile interspecifice [11, 12]. Acest proces de extincție a speciilor native decurge însă mai lent în comparație cu fl. Nistru, a cărui stare ecologică a fost afectată intens. Pentru a se stabili succesiunile ihtiofaunistice din ultimele decenii în bazinul r. Prut, s-a recurs la analiza literaturii de specialitate existentă în domeniu, în diferiți ani fiind identificate de la 23 specii până la 56 specii de pești [11, 20, 28, 58, 100, 104, 180].

În prezent, o atenție deosebită se acordă speciilor de pești ce populează râurile și lacurile de acumulare mari, adesea neglijându-se importanța râurilor mici ce îndeplinesc funcții importante, atât ecologice, economice, cât și sociale. Printre cele ecologice, menționăm: 1. Rețeaua râurilor mici asigură regimul apelor subterane și stocul celor meteorice care, în cele din urmă contribuie semnificativ la formarea condițiilor climaterice locale și regionale; 2. Asigură regimul de curgere al râurilor mari; 3. Servesc drept filtre biologice în procesul de autoepurare; 4. Asigură boiști pentru multe specii de pești, creșterea și îngrășarea progeniturilor; 5. Servesc drept refugii pentru speciile de pești din râurile mari în cazul dezastrelor ecologice; 6. Concentrează specii de pești de talie mică, ce reprezintă o bază trofică importantă pentru multe vertebrate acvatice și amfibionte [17, 311].

În prezent, impactul major asupra ecosistemelor râurilor mici poate fi dedus chiar din funcțiile îndeplinite de acestea și enumerate anterior. În loc să participe la procesele de autoepurare a apei, ele au devenit locuri de stocare a deșeurilor și sursă suplimentară de poluare a ecosistemelor adiacente, inclusiv a râurilor mari în care debușează.

Cercetările multianuale efectuate în ihtiocenozele râurilor mici din Republica Moldova au pus în evidență o serie de particularități structural-funcționale cu caracter antropic accentuat [12, 15, 17, 57, 58, 104, 209]. Studii speciale în râurile mici au început să se efectueze abia prin anii '60 ai secolului trecut [209], când a devenit evidentă dinamica degresivă a ihtiocenozelor lor. Atunci au și fost construite cele mai mari lacuri de acumulare pe râurile mici: Ghidighici, Congaz, Taraclia, Ialoveni, Costești, Rezina, Minjir, Volintiri ș.a. [22, 57, 104, 133].

Cercetările efectuate de Tomnatic E.N. ș.a. (1962) în albia râurilor mici și a lacurilor de acumulare, au constatat încă de pe atunci o diversitate ihtiofaunistică foarte redusă, cu dominarea speciilor euritope și a celor introduse populate în scopuri piscicole [209]. Rezultatele investigațiilor efectuate în aa. 1959-1961 pe 16 râuri mici din Republica Moldova (Răut,

Cubolta, Căinari, Copăceanca, Ciulucul Mic și Mijlociu, Bâc, Ișnovăț, Ichel, Botna, Ciuhur, Cogîlnic, Cahul, Ialpugul Mare), au identificat 24 specii de pești din 6 familii (fără a se lua în considerație speciile populate în scopuri economice ca: *plătica*, *șalăul* și *coregonul-de-Ciudsk*). Diversitatea ihtiofaunistică a acestor ecosisteme acvatice releva următoarea componență: Răut (20 sp.), Camenca (5 sp.), Căinari (11 sp.), Cubolta (13 sp.), Copăceanca (2 sp.), Ciulucul de Mijloc (4 sp.), Ciulucul Mic (2 sp.), Bâc (12 sp.), Ișnovăț (9 sp.), Botna (1 sp.), Ichel (1 sp.), Ciuhur (3 sp.), Ialpugul Mare (9 sp.), Lunga (6 sp.), Cogîlnic (3 sp.), Cahul (1 sp.) [209]. Majoritatea speciilor, *știuca*, *babușca*, *caracuda*, *bibanul*, *ghiborțul comun*, *cleanul-mic*, *cleanul* și *fufa*, aparțin complexului ihtiofaunistic boreal de șes; complexul terțiar de șes este prezentat de *crap*, *țipar*, *zvârlugă* și *caras argintiu*; complexul ponto-caspic de apă dulce este reprezentat de *lin*, *roșioară*, *avat* și *obleț*; complexul ponto-caspic marin cuprinde trei specii de guvizi – *moaca-de-brădiș*, *mocănașul* și *ciobănașul* și o specie de gasterosteide – *osarul*; complexul arctic marin este reprezentat de *ghidrin*; complexul chinez de șes – de *porcușor* și *boarța europeană*, iar complexul boreal de podiș – de *grindel*. În privința afinității hidrobiotopice, majoritatea speciilor de pești (21 sp.) fac parte din grupa celor stagnoreofile și numai trei specii sunt tipic reofile: *cleanul-mic*, *cleanul* și *grindelul*. Cele mai frecvente specii în capturi, după cum se menționează în lucrare, erau speciile „nevaloroase alimentare”: *fufa* – 14 râuri, *porcușorul* – în 11 râuri, *osarul* – în 9 râuri și *zvârluga* – în 7 râuri mici cercetate. Din speciile „economic valoroase” cele mai frecvente erau *crapul european* (forma domesticită) și *carasul argintiu* – identificate în 8 râuri din totalul celor investigate. După abundență, în toate râurile mici, inclusiv în sectoarele barate, dominau cantitativ speciile „depreciate alimentare” și cele „de importanță mică pentru alimentație” (se observă accentul pus pe aspectul economic al resurselor piscicole). Este de menționat că unele specii, în prezent rare, cu doar câteva decenii în urmă erau comune și răspândite. Printre ele putem menționa: *caracuda*, *linul*, *fufa* și *țiparul*. (Tabelul A 12.1, Tabelul A 12.2).

Investigațiile efectuate de Usatîi M. în anii 1997–2000 [58] relevă o diversitate ihtiofaunistică semnificativ mai mare în comparație cu anii 1959–1961 [209]. Faptul acesta se datorează, pe de o parte, acțiunilor de aclimatizare a noilor hidrobionți și expansiunii speciilor alogene și interveniente de pești și, pe de altă parte, detoxificării parțiale a râurilor mici în perioada declinului postsovietic.

Pentru a evidenția bogăția ihtiofaunei Republicii Moldova, informația existentă a fost sistematizată și reactualizată, cu respectarea cerințelor Codului Internațional al Nomenclaturii Zoologice (2004) [271]. Pentru speciile din tabelul A 2.1 sunt prezentate principalele trăsături bioecologice, aria de răspândire, starea și dinamica efectivelor, cât și statutul de raritate (Tabelul A 2.1). De asemenea, în tabel s-au indicat speciile tolerante, respectiv cele intolerante la poluări,

clasificate conform European Fish Index (**FAME EFI**) [333]. Este firesc faptul că lista speciilor va suferi în continuare completări și modificări grație progresului revoluționar al tehnicilor genetico-moleculare, a modificărilor de areal în condiții de globalizare a translocărilor piscicole și schimbărilor climatice rapide (spre exemplu, recent de către Marta A. a fost identificată prin intermediul analizelor genetice o specie nouă de *zvârlugi* pentru Republica Moldova - *Cobitis taurica* Vasil'eva, Vasil'ev, Janko, Ráb & Rábová, 2005).

Un subiect aparte care trebuie abordat și asupra căruia sunt necesare studii suplimentare este diversitatea unor grupe taxonomice „problematică” din punct de vedere sistematic, precum: porcușorii (genurile *Gobio* și *Romanogobio*), zvârlugile (gen. *Cobitis*), carasul argintiu (gen. *Carassius* sp.), genurile *Rutilus*, *Bentophilus*, *Proterorhinus*, *Alburnus*, *Gasterosteus*, *Rhodeus* ș.a. [39, 41, 92, 152, 153, 250, 253]. Determinarea unor specii gemene se poate face doar efectuându-se analiza citogenetică și biochimică complexă. De exemplu, dacă la mijlocul secolului XX se recunoștea un singur taxon nominativ transpaleartic de *Cobitis taenia*, atunci, în prezent, numai în Europa se presupune existența a 23 specii, multe dintre acestea fiind criptice. De asemenea, este demonstrat că, în cadrul acestor specii, adesea simbiotice, există și hibridi interspecifici (ex. *Cobitis hibrid complex*), iar diversitatea biotipurilor hibride raportată la numărul de indivizi studiați, demonstrează faptul că bazinele r. Prut și fl. Nistru au fost și probabil au rămas până în prezent zone active de interhibridare a *complexului hibrid Cobitis taenia* [39]. Ultimele cercetări demonstrează că mecanismul de reproducere ginogenetică la *zvârlugi* nu are un caracter pur asexuat, de unde descind doar clone de sex feminin. În cazurile când reproducătorii fac parte din specii diferite, aproape întotdeauna are loc incorporarea materialului ereditar și de la forma paternă [152].

Nu există opinii unanim recunoscute nici în privința sistematizării speciilor de pești în funcție de anumite particularități ecologice. Faptul acesta creează premise pentru dezvoltarea unei noi concepții științifice privind clasificarea relativistă a taxonilor din punct de vedere ecologic în condițiile actuale de mediu, demonstrându-se că una și aceeași unitate taxonomică poate fi prezentă prin mai multe ecotipuri (forme infraspecifice) și ecofene (ecomorfe neereditare) adaptate la diverse conjuncturi ambientale. Cu toate acestea, am reușit să prezentăm într-o formă tabelară cât mai accesibilă cunoștințele existente la acest subiect (Tabelul A 2.1, Tabelul A 2.2).

Conform apartenenței ghildelor ecologice, în prezent, în ecosistemele acvatice naturale din Republica Moldova, majoritatea speciilor de pești fac parte din categoriile: limnoreofile (euritope), fitofile (sau polifile) cu reproducere porționată, polifage, euriterme, eurioxibionte și mixohaline [11].

1.2. Factorii ecologici cu impact negativ asupra ihtiofaunei

Un element important care trebuie determinat este natura factorilor de mediu care acționează asupra bogăției specifice, a populațiilor, inclusiv asupra indicilor cantitativi și a distribuției în limitele de areal. Astfel, asupra dinamicii biodiversității exercită o influență deosebită următorii factori: 1. geografici (latitudinea, altitudinea, modificările climatice, izolarea spațială ș.a.); 2. însușirile biologice ale comunităților (concurența, paraziții, prădătorii, particularitățile etologice, poziția în cadrul etapelor succesionale ș.a.); 3. factorii de ordin antropogen. O atenție deosebită trebuie acordată, desigur, factorilor de care este responsabil omul, indiferent dacă este vorba de acțiuni directe sau indirecte, de acțiuni deliberate sau neintenționate [5, 27].

- **Fragmentarea hidrobiotopică și diverse obstacolele în deplasarea peștilor** (baraje, garduri, dopurile de mâl ș.a.). Efectele construcției lacurilor de acumulare Dubăsari (1956) și Novodnistrovsk (1981) de pe fluviul Nistru, a celui de la Costești-Stânca (1978) de pe râul Prut, au provocat ruperea conectivității longitudinale, iar perturbarea regimurilor hidrologic, termic, hidrochimic și hidrobiologic a cauzat un impact negativ major asupra diversității taxonomice și a productivității piscicole în sectoarele de albie [57, 58, 64, 80]. Construcția barajului de la Novodnistrovsk de pe fl. Nistru a determinat oscilații zilnice a nivelului apei de până la 1,5 m, iar temperatura apei rareori depășește valoarea de 15°C la mijlocul lunii iulie lângă satul Naslavcea [57, 64] (Tabelul 1.1).

Tab. 1.1. Regimul termic multianual al apei (°C) din fl. Nistru până și după construcția hidrocentralei Novodnistrovsk

Secțiunea măsurărilor hidrometrice	Lunile	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	Perioada măsurărilor, (anii)												
OTACI, 47 km aval de hidrocentrala Novodnestrovsc	1945 – 1980	0,2	0,3	2,3	9,8	16,8	20,7	22,4	21,6	16,9	10,3	4,6	1,0
	1987 – 1995	3,3	2,7	3,3	5,7	10,2	12,7	15,1	15,2	16,7	14,5	10,9	6,1
SOROCA, 122 km aval	1945 – 1980	0,2	0,2	2,3	10,2	17,1	21,0	22,7	22,0	17,4	10,1	5,1	1,1
	1987 – 2000	1,3	1,2	2,9	7,3	12,8	16,6	19,0	19,5	17,2	13,0	7,7	3,4
	2005	3,7	1,4	2,3	6,0	10,7	14,7	20,1	19,3	18,0	13,9	8,3	4,8
	2009	1,8	2,1	2,3	5,8	13,4	15,8	19,1	20,0	17,8	13,7	9,2	3,3
CAMENCA, 201 km aval	1945 – 1980	0,2	0,1	2,6	10,4	17,1	20,1	21,8	21,7	17,1	10,1	5,0	1,0
	1987 – 1995	1,2	1,5	2,8	7,2	13,7	14,7	19,2	17,0	16,4	11,1	6,5	1,8
DUBĂSARI, 316 km aval	1955 – 1980	0,1	0,1	1,9	9,7	16,6	20,9	20,7	22,1	17,2	10,6	3,0	1,1
	1987 – 2000	2,3	2,1	1,7	6,9	14,8	19,6	21,4	21,1	17,6	12,1	6,9	2,2
	2005	2,5	0,0	1,6	8,8	14,4	19,2	24,8	24,3	20,1	14,5	7,7	3,5
	2009	0,0	2,3	3,2	8,3	15,9	20,9	23,0	23,2	19,7	14,3	8,3	3,8
REGIMUL TERMIC NECESAR		0,2	0,3	2,3	8,0	14,0	18,0	16,0	15,0	14,0	10,0	5,0	2,0

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. În așa fel, au fost alterate puternic habitatele speciilor reodrome: *mreana*, *morunașul*, *scobarul*, *ocheana*, *cleanul*, *pietrarul*, *fusarul*, *zborișul*, *speciile de porcușori*, *beldița ș.a.* De asemenea, efectul fragmentărilor de albie a condus la declinul speciilor migratoare și semimigratoare, precum: *sturionii*, *păstrăvul-de-mare*, *scrumbia*, *rizeafca*, *anghila*, *sabița*, *vărezubul* ș.a., îngrădindu-se accesul spre boiștile situate în amonte, iar cele rămase disponibile în aval de construcții au fost în curând degradate prin colmatare. Astfel, de la darea în exploatare a barajului de la Novodnistrovsk și până în 1996, cantitatea larvelor ce au migrat denatant în sectorul medial al fl. Nistru s-a redus de circa 20 de ori, de la 150 milioane până la 6 milioane larve/an [224].

S-a constatat că migrația denatantă a progeniturilor într-un râu, și respectiv probabilitatea că ele vor nimeri în zona de captare a stocului de apă a hidrocentralei, este determinată în mare măsură de tipul repartiției ecologice zonale a speciilor în etapele ontogenetice timpurii. Astfel, cel mai mult sunt afectate progeniturile caracteristice zonei pelagice (*șalăul*, *sabița*, *clupeidele*, *sângerul*, *novacul*), apoi urmează cele caracteristice zonelor sublitorale și batiale (*cega*, *somnul*, *babușca*, *plătica*, *batca*, *bibanul*, *oblețul*, *ghiborțul*), iar cel mai puțin suferă larvele și alevinii speciilor caracteristice zonei litorale (*guvizii*, *zvârlugile*, *boarța*, *știuca*, *carasul argintiu*, *roșioara ș.a.*). Traumatizarea și moartea în masă a denatanților ce trec prin instalațiile de evacuare a apei este determinată de mai mulți factori ca: variații mari a presiunii hidrostatice, efectul de cavitație, turbiditatea apei, contactul mecanic, dimensiunile indivizilor. Pierderile maximale se constată în cazul folosirii turbinelor cu ax radial în regim intensiv de lucru (migrația denatantă este mai accentuată în timpul nopții) [177].

Funcționarea nodurilor hidrotehnice determină scăderi bruște și frecvente ale nivelului de apă, fapt ce provoacă pieirea în masă a icrelor rămase pe uscat. Cel mai dezastruos efect se constată la speciile cu mod de reproducere unitar, la care întreaga generație dintr-un an poate fi compromisă (din această grupă fac parte majoritatea speciilor de talie mare valoroase economic).

Regimul termic micșorat artificial după construcția barajului Novodnistrovsk a redus simțitor termenii de îngrășare a peștelui din cursul mijlociu al fl. Nistru și din lacul Dubăsari. S-a remarcat o scădere a temperaturii apei în perioada de primăvară-vară cu 5–8 °C comparativ cu temperatura naturală, care se resimte până la barajul Dubăsari, iar în perioada de iarnă temperatura apei a devenit cu 5–6 °C mai ridicată (Tabelul 1.1). Astfel, în perioada vegetativă, temperatura joasă afectează productivitatea ecosistemului, iar în perioada rece induce disfuncții majore în timpul iernării speciilor de pești, afectând, în consecință, starea lor fiziologică. Nivelul favorabil în timpul reproducerii poate fi succedat de un nivel nefavorabil pentru îngrășarea și

refugiul alevinilor și puietului. Aceștia, părăsind înainte de timp habitatele de litoral bogate în macrofite, devine vulnerabil la diverși prădători, fiind afectată semnificativ rata de supraviețuire și sporul numeric anual. La nivel reproductiv, regimul termic și hidrologic modificat a indus întârzierea perioadei de maturizare la unele specii valorase de pești (*șalău*, *plătică*, *crap*, *babușcă* ș.a.) și a cauzat deplasarea termenilor calendaristici de depunere a pontei, fapt ce condiționează reducerea perioadei de dezvoltare a puietului și intrarea lui în perioada de iernare într-o stare fiziologică nesatisfăcătoare [57, 59]. Astfel, nici o altă modalitate de protecție a resurselor piscicole nu poate egala beneficiile unui regim hidrologic apropiat de cel natural.

Fluviul Nistru are o funcție de reglaj pentru 2/3 din apele de suprafață ale Republicii Moldova (după principiul vaselor comunicante). Odată cu ridicarea sau diminuarea debitului său, se schimbă proporțional și cantitatea apelor de suprafață de pe 67% din teritoriul țării, dar și a apelor freatice și de adâncime [137]. Astfel, fragmentarea multiplă a cursului unui râu conduce la micșorarea debitului de curgere în sectoarele de albie și majorarea suprafeței luciului de apă în acumulările construite. Suprafața mare de evaporare din lacurile de acumulare și procesele active de colmatare provoacă micșorarea adâncimii și creșterea sensibilității termice. Viteza de evaporare (direct proporțională cu valorile termice pozitive ale apei) provoacă o evaporare suplimentară și o mineralizare în exces a volumului de apă rămas. Excesul vaporilor de apă, laolaltă cu alte consecințe negative ale activităților antropice, afectează interrelația elementelor climatice (temperaturi extremale, precipitații abundente, vânturi puternice ș.a.).

La nivel ecosistemic, regimul termic, hidrochimic și hidrologic modificat, condiționează sporirea proceselor de colmatare și eutrofizare, rezultatul fiind sărăcirea diversității hidrobiotopice și, implicit, a biodiversității. În ecosistemele riverane multiplu fragmentate, regularizate și asanate, majorarea perimetrului de contact cu factorii stresogeni cauzează degradarea zonei interioare centrale – adevărat pilon al stabilității. În fragmentele de biotop lanțurile trofice se scurtează, speciile răpitoare de vârf dispar, cele migratoare nu mai au acces la reproducere, pe când cele oportuniste generaliste cu capacitate mare de dispersie prosperă și domină pretutindeni. În cazurile cele mai grave, provocate de fragmentare, zonele limitrofe vor prezenta procese succesive de terestrializare [20].

• **Poluarea antropogenă.** Principalele surse de pătrundere a ecotoxicanților în bazinele fl. Nistru și r. Prut sunt activitățile menajere și stradale (reziduuri comunale lichide și solide), sectorul agrozootehnic (erbicide, insecticide, fungicide; îngrășăminte minerale etc.), industria de producție (aplicarea inefficientă a metodelor de reciclare și depozitare a deșeurilor, policlorurați bifenilici – PCB, policlorodibenzodioxinele – PCDD, dibenzofuranii – PCDF), transportul (scurgeri de carburanți, uleiuri uzate), poluarea cu reziduuri speciale provenite din sfera farmaceutică (antibiotice, preparate hormonale, sterilizante, formaldehidă ș.a.) [54, 310].

Dacă în 1990, în Republica Moldova funcționau 304 stații de epurare, în prezent funcționează mai puțin de 50 de stații, iar activitatea multora dintre ele nu corespunde standardelor și normelor de exploatare [137]. Se cunosc și deversări cataclismice, cum este cel de la combinatul chimic de la Stebninsk care, în anul 1983, s-a soldat cu scurgerea a 4,5 milioane m³ de ape reziduale în fl. Nistru cu conținut de 200–250 g/l săruri de kalium (K), ce a provocat pierirea a 920 de tone pește marfă și a 1,3 tone puiet de pește [57].

O altă problemă majoră este procesul de eutrofizare intensă și fenomenul periculos de „înflorire a apei”, observat tot mai frecvent în ecosistemele acvatice din Republica Moldova și care, în mare parte, este rezultatul poluării organice secundare cu substanțe alohtone (îngrășăminte minerale și organice, detergenți pe bază de fosfor ș.a.) și al modificării regimului hidrologic și termic al râurilor (micșorarea vitezei de curgere, creșterea temperaturilor ș.a.) [56].

Este cunoscut faptul că orice ecosistem acvatic este supus în timp procesului natural de eutrofizare (ca parte componentă a fazelor succesionale), însă, dacă până la intensificarea presiunii antropice, succesiunile ecologice demonstau o dinamică previzibilă cu etape bine delimitate, ordonate și de lungă durată, în prezent, ”ciclul vital” al unui ecosistem adesea are un caracter haotic și accelerat. În ecosistemele supuse procesului activ de eutrofizare, lanțul trofic sub formă de „cerc vicios” determină schimbul de energie doar la nivelul macrofitelor, fitoplanctonului și bacterioplanctonului, generând efectul de buffer (tampon) în pragurile superioare ale cascadei trofice (nivele trofice superioare), prin veriga microbiană trecând până la 60% din producția primară netă [51, 68].

Este important de menționat că prezența în raport optimal a macrofitelor (10–15% din suprafața luciului) este benefică funcționalității ecosistemice, fiind o condiție de importanță vitală pentru reproducerea speciilor fitofile de pești, pentru dezvoltarea bazei trofice furajere, pentru asigurarea refugiului grupelor tinere de vârstă și pentru menținerea în limite optime ale regimului transparenței apei. În condițiile excesului de biomasă vegetală, se consumă activ oxigenul solvit pe timp de noapte, concentrațiile sale critice, conducând deseori la asfixierea în masă a hidrobionților.

În prezent, se constată expansiunea activă în ecosistemele riverane a unor specii de macrofite submerse tipice lacustre din genurile *Potamogeton*, *Ceratophyllum*, *Myriophyllum* ș.a., care s-au adaptat la condiții de apă curgătoare, alungindu-și semnificativ talurile. Unul dintre factorii stimulatori este amplitudinea mare de variație a nivelului apei, care provoacă extinderea vegetației în unele zone ale fl. Nistru pe toată suprafața albiei (Figura A 3.6).

Dezvoltarea excesivă tot mai frecventă a fitoplanctonului contribuie la sărăcirea mediului în azot, sedimentarea unor mari cantități de alge moarte și un consum apreciabil de oxigen în procesul de descompunere a lor [56]. În perioada zilei, cianofitele asimilează activ CO₂ din

bicarbonați ("decalcifierea biogenă"), contribuind la creșterea pH-ului apei, în mediile bazice acestea devenind avantajate în comparație cu alte grupe de alge planctonice concurente [127]. De asemenea, s-a constatat că, în locurile unde are loc o dezvoltare exagerată a fitoplanctonului cianofit, producția crustaceelor filtratoare se poate reduce de până la zece ori [98]. Majoritatea speciilor de cianobacterii nu sunt consumate nici de zooplancton, nici de pești, din cauza cianotoxinelor pe care le conțin. Concentrația mare de toxine și consumul intens al oxigenului pe timp de noapte poate induce dereglări grave ale altor hidrobionți din ecosistem, până la pieirea lor în masă [56, 127, 128].

Eutrofizarea ecosistemelor acvatice în pofida majorării concentrației substanțelor biogene și a productivității biologice în ecosistem provoacă sărăcirea diversității hidrobiotopice și, implicit, a diversității ihtiofaunistice, fenomen ce poartă în știința ecologică, denumirea de "paradoxul îmbogățirii cu nutrienți". Biotopul monotipic limnificat determină o pondere mare a speciilor oportuniste din punct de vedere trofic, cu un potențial competitiv excepțional. Sistematizarea acestor specii în funcție de modul de nutriție devine foarte dificilă, mai ales în condițiile de simplificare a structurii ihtiocenotice și de creștere a variabilității individuale. În aceste condiții, la speciile generaliste de pești, particularitățile trofice se exprimă mai mult în funcție de accesibilitatea hrănilor la moment și nu de gilda ecologică din care fac parte.

Consecințele negative ale eutrofizării se observă cel mai elocvent în lacurile de acumulare ajunse la a IV-a fază succesională (faza de destabilizare sau de "îmbătrânire") și care se caracterizează prin: 1. înrăutățirea calității generale a apei; 2. dezvoltarea abundentă a fitoplanctonului; 3. micșorarea diversității zooplanctonului și a zoobentosului; 4. perturbări structural-funcționale la nivel intraindividual, populațional și ihtiocenotic [31, 130].

În ecosistemele intens poluate cu substanțe organice apare adesea efectul sinergic al unor toxicanți gazoși. Ziua, când organismele vegetale consumă activ CO_2 , crește valoarea pH-ului care, pe de o parte, provoacă iritarea branhiilor la pești (afectând funcția de excreție a cataboliților), iar pe de altă parte, provoacă creșterea efectului de toxicitate a amoniacului (NH_3). Prin urmare, peștii pot fi concomitent intoxicați endogen (până la 95% de NH_3 metabolic se elimină prin branhiile), cât și exogen, cu azot amoniacal [54].

Este demonstrat că pentru a aduce ecosistemul din starea devenită eutrofă la cea mezotrofă se cere un efort energetic pe unitate informațională mult mai mare decât cel necesar pentru a menține ecosistemul în stare constantă mezotrofă, ori de al oligotrofiza [68].

• **Pescuitul ilicit.** De regulă, în țările în curs de dezvoltare, cum este Republica Moldova, resursele naturale (inclusiv cele piscicole) sunt exploatate pe cât de rapid e posibil. Dacă există cerere, oamenii vor utiliza orice metodă disponibilă pentru a obține un bun și de a-și asigura bunăstarea financiară într-un mediu economic mai puțin stabil.

Având în vedere că valoarea mortalității naturale (M) la pești se află într-o corelație negativă cu perioada de maturizare și durata ciclului vital [240], putem constata o stare deplorabilă la majoritatea populațiilor speciilor de talie mare, în pofida potențialului trofic înalt al unor ecosisteme, cum sunt lacurile de acumulare Costești-Stânca și Dubăsari. Din cauza pescuitului selectiv intensiv, are loc degradarea genetică continuă a speciilor de talie mare, iar indivizii rămași sunt lipsiți de șansa de a se reproduce măcar o dată în viață. Pe fundalul deficitului competitorilor puternici și al ihtiofagilor, se constată creșterea explozivă a efectivului speciilor de pești cu ciclul vital scurt de talie mică. Tot mai des se practică pescuitul ilicit cu plasele cu dimensiunile mici ale laturii ochiului (20x20mm–35x35mm), pescuitul cu impulsoare electrice și prin înțepare cu jupuitorul (practicat, mai ales, în aval de hidrocentrala Dubăsari, în albia Prutului inferior, în zona de debușare a râurilor mici, la gropile de iernare din lacurile de acumulare). Din anii '50 ai secolului trecut și până în prezent ponderea capturilor industriale s-a micșorat de zeci de ori, dar nu și concurența pentru cotele eliberate [146].

Este lăudabil faptul că din anul 2016 pescuitul industrial în limitele Republicii Moldova a fost suspendat, însă fără un acord comun cu toate părțile limitrofe și fără respectarea strictă a acestui regim nu se poate garanta un efect benefic și durabil în timp. Din anul 2017 a fost, de asemenea, interzisă prin lege activitatea de comercializare, import și fabricare a plaselor din monofilament, dar *de facto* aceste unelte se vând la liber pe piețele locale.

Devin demonstrative unele datele factologice cu privire la rezultatele pozitive de suspendare a pescuitului industrial în lacul Azletsk (situat în regiunea Volgograd). Astfel, după o perioadă de șapte ani de prohibiție totală, prima captură cu năvodul a fost constituită exclusiv din indivizi maturi de *știucă* și *biban*. Ponderea specimenelor de *știucă* cu greutatea de 4–16 kg a atins aproximativ 75% (cel mai mic exemplar cântărea 1,25 kg), iar toți *bibanii* cântăreau între 0,8–5,0 kg [204].

• **Poluarea biologică cu specii străine.** Unul dintre factorii antropici principali care a modificat spontan arealele multor specii și indicii lor cantitativi este fenomenul imigrației antropocore. Elucidarea definitivă a acestui subiect s-a produs abia în 1958, odată cu apariția monografiei lui S.C. Elton „Ecologia invaziilor plantelor și animalelor”, care a sintetizat cele mai importante aspecte ale fenomenului imigrației antropocore la nivel global [245]. Luând în discuție cazul peștilor, majoritatea specialiștilor consideră că introducerea de specii noi se numără printre primele cinci cauze care conduc la erodarea biodiversității, iar în cazul lacurilor, unde efectul este mai pronunțat, introducerea speciilor este cauza principală de extincție a taxonilor aborigeni [48, 172, 184, 239, 247, 261, 266, 269, 279, 288, 289, 292, 295, 296, 300, 303, 308, 309, 318, 323, 324]. Practica mondială demonstrează că, de cele mai multe ori, speciile invazive stabilite într-un ecosistem produc pagube ecologice mult mai mari decât rezultatul

economic urmărit la introducere, iar eliminarea acestora din noile ecosisteme se poate face doar odată cu distrugerea totală a biotopului [319]. Conform datelor FAO, dintre hidrobionți, peștii sunt cel mai des folosiți în lucrările de aclimatizare, iar printre aceștia, speciile dulcicole au ponderea cea mai mare [284]. În 76% dintre cazuri nu se cunoaște exact cine este responsabil de introducerea lor. În prezent, 17% din producția piscicolă mondială este constituită din specii aclimatizate și numai 2% dintre acestea au îndreptățit așteptările scontate [36, 48]. Conform ”regulii celor zece”, doar 10% din speciile introduse în noile teritorii ajung în faza finală de naturalizare, iar dintre ele doar 10% produc efect invaziv [172].

Se consideră că primele translocări de specii au avut loc în Neolitic circa 6000 de ani î.e.n., în majoritatea cazurilor scopul principal fiind cel de asigurare a resurselor de hrană ușor accesibile [48]. Istoric vorbind, una dintre primele translocări a fost introducerea crapului, *Cyprinus carpio*, Linnaeus 1758. Cu toate acestea, chiar și în prezent distribuția largă a ciprinidelor duce la apariția unor întrebări neelucidate de ordin biogeografic și evoluționist [164]. Cele mai vechi ciprinide fosile au fost descoperite în straturile Paleocenului (65 milioane ani în urmă) – dinții faringieni ai reprezentanților genului *Blicca* din ”bazinul Londonez” – deși este în general acceptat că ciprinidele au o origine asiatică [143, 230].

Apogeul lucrărilor de translocare antropocoră a reprezentanților piscicoli a avut loc între 1950–1980, apoi, după conștientizarea riscurilor legate de aceasta, numărul translocărilor de pești a scăzut treptat [36, 123, 140, 172]. Dintre toate zonele lumii, statele CSI dețin locul de frunte în ceea ce privește volumul lucrărilor și rezultatele obținute în aclimatizarea hidrobionților. Carpevici A.G. susține că numai din 1961 și până în 1971, în fostele Republici Sovietice Socialiste s-au efectuat anual până la 400 de translocări în aproximativ 370 de obiective acvatice [123]. După Boguțkaia N.G. și Naseka A.M., pe teritoriul Federației Ruse, din 365 specii de pești identificate în apele dulci, 115 taxoni sunt în afara arealelor istorice [73]. În apele europene, începând cu secolul XVIII s-au semnalat 109 taxoni alogeni, făcând parte din 29 de familii [247]. În ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova, începând cu secolul XX, s-au semnalat peste 40 de specii alogene și interveniente de pești [11, 20], pătrunderea și expansiunea lor având loc, de regulă, după modelul ”saltativ”, ”pas cu pas”, ”prin populări” și prin intermediul ”coridoarelor geografice” [263].

În Republica Moldova, problema speciilor invazive a devenit deosebit de actuală, fiind mai curând abordată după criteriul profitului economic și mai puțin sub aspect ecologic, pe când în țările înalt dezvoltate, acest subiect se regăsește în strategii, regulamente, programe comune, legislația internă și convențiile internaționale [278, 279, 304, 314]. Astfel, peștele, care este o sursă de alimentație importantă pentru om, în condițiile decalajului mare de dezvoltare între statele lumii, poate fi tratat, pe de o parte, ca solicitat și valoros din punct de vedere economic,

sau, pe de altă parte, ca invaziv și periculos. Spre exemplu, la noi în țară *sângerul*, *novacul*, *cosașul* și *carasul argintiu* sunt întotdeauna binevenite, în pofida originii lor exotice, iar în SUA, *cosașul*, *sângerul*, *novacul*, *crapul european*, *somnul european* și *șalăul* sunt declarați inamici ai securității ecologice naționale [303, 309, 315, 323, 343, 346]. În listele speciilor invazive de pești din țările europene sunt menționați unii taxoni a căror prezență pare, la prima vedere, paradoxală: *șalăul*, *somnul*, *cleanul*, *păstrăvul-curcubeu*, *fântânelul*, ș.a. Acest fapt poate fi explicat prin oligotrofizarea ecosistemelor lotice și reabilitarea nivelurilor trofice superioare (din cauza cererii mici pe piața internă de consum a ”peștelui de apă dulce” și practicarea la scară largă a pescuitului prin eliberare). Astfel, speciile răpitoare de dimensiuni mari (indiferent de origine), atingând efective numerice înalte, consumă activ taxonii endemici de talie mică, inclusiv pe cei cu importanță conservativă majoră.

Regulamentul Uniunii Europene Nr. 11/43 al Parlamentului European și al Consiliului din 22.10.2014 privind prevenirea și gestionarea introducerii și răspândirii speciilor alogene invazive menționează, în capitolul II, art. 7, că ”speciile alogene invazive de interes pentru Uniune nu trebuie în mod intenționat: să fie aduse pe teritoriul Uniunii, să fie ținute (inclusiv în spații izolate), să fie crescute în scopul înmulțirii (inclusiv în spații izolate), să fie transportate (în alte scopuri decât cel al eradicării), să fie introduse pe piață, să fie utilizate sau să facă obiectul unor schimburi, să aibă posibilitatea de a se reproduce, de a crește sau a fi cultivate (inclusiv în spații izolate), să fie eliberate în mediu”. În cazul când speciile alogene invazive se răspândesc la scară largă, regulamentul amintește următoarele acțiuni de gestionare: ”acțiuni fizice, chimice, sau biologice letale sau neletale care vizează eradicarea, controlul sau izolarea unei populații aparținând unei specii alogene invazive. Dacă este cazul, măsurile de gestionare vor include acțiuni care vizează ecosistemul destinatar și se vor desfășura în vederea creșterii rezistenței acestuia la invaziile actuale și viitoare” [304].

Printre cele mai semnificative consecințe negative provocate de speciile invazive de pești asupra stării structural-funcționale a ihtiocenozelor autohtone, se enumeră: sărăcirea bazei trofice naturale, prădătorismul activ (larve, puiet și icre), vectorii parazitari, poluarea genetică prin hibridare, compromiterea accesului la boiști a speciilor native de pești ș.a. [48, 245, 266, 279, 301, 318].

Datorită poziției lor multidominante în ecosistem, acești taxoni servesc drept gazde intermediare sau finale importante pentru diverși endo- și ectoparaziți, determinând dinamica populațională a multor specii de moluște, păsări, pești, amfibieni. Există date factologice care demonstrează că *cosașul* în Cehia a cauzat daune majore *crapului de cultură*, contaminându-l cu *Botriocephalus gowkongensis*; *stronghilul* în fl. Dunărea a diseminat parazitul *Bucephalus polymorphus*, iar în Rhin – *Pomphorhynchus tereticollis*; *carasul argintiu* a facilitat

răspândirea helminților monogenici *Gyrodactylus shulmani* și *Gyrodactylus sprostonae*; *murgoiul-bălțat* a produs declinul *fufei* și altor specii de ciprinide, răspândind parazitul *Sphaerothecum destruens* [247]. Sub aspect multianual, totuși, se constată ”pierderea” diversității paraziților alogeni. Studiile efectuate în Ucraina la trei specii alogene de pești, *carasul argintiu*, *moșul-de-Amur* și *murgoiul-bălțat*, au constatat că, din 102 taxoni parazitari identificați în primii ani după translocare, 40 au fost de origine non-nativă. Ulterior însă, s-au păstrat doar cinci taxoni alogeni specifici: *S. amurensis*, *S. angulata*, *M. pseudorasbora*, *D. obscurus*, *T. amurensis* [102].

Trăsăturile importante ale speciilor invazive care le-au asigurat progresia biologică sunt, în primul rând, capacitatea mare de dispersie și proliferare rapidă, urmată de o variabilitate genetică pronunțată, asociată cu o competitivitate trofică superioară și corelată cu o maturizare sexuală timpurie. Nu în ultimul rând, trebuie ținut cont de marea lor toleranță la variațiile gradientilor de mediu.

Există mai multe teorii care încearcă să explice cauzele și sensul biologic al bioinvaziilor [172]. O atenție deosebită merită ”concepția expansiunii taxonilor juvenili”, conform căreia se consideră că speciile ”tinere” din punct de vedere filogenetic servesc ca etape incipiente și tranzitorii în evoluția rangurilor supraspecifice și care, pe viitor, vor completa diversitatea pierdută în condiții instabile de mediu. Aceste specii păstrând o stare instabilă și amorfă a genomului, se autoprovocă continuu spre cucerirea de noi teritorii. Ipoteza dată susține integral concepția piramidei stabilității ecosistemice și explică progresia speciilor polimorfe oportuniste în condițiile instabile de mediu. O altă teorie care merită o atenție deosebită este cea a „zonelor geologice tinere”, precum sunt cele estuarice, caracterizate printr-o diversitate mare a relațiilor intra- și interspecifice și prin valori fluctuante ale gradientilor de mediu ce contribuie la sporirea și la selecția genotipurilor înalt competitive și adaptive. S-a demonstrat că populațiile descendente din aceste zone păstrează în continuare o diversitate genetică înaltă în ecosistemele recipiente [120, 196]. În așa fel, ipoteza explică potențialul invaziv major al grupeii speciilor interveniente de pești (*gobiidele*, *gasterosteidele*, *singnatidele*, *aterinidele ș.a.*), care contribuie activ la pontizarea și mediteranizarea faunei dulcicole a țării. Merită o atenție mare și alte ipotezele, ca cea a ”populațiilor periferice din areal”, cea a ”predispoziției genetice” și cea a ”refugiilor insulare” din perioada glaciară, cu rol major în expansiunea ulterioară de tip saltativ [172, 196].

Până în prezent rămâne încă neclară problema definirii fenomenului bioinvaziilor, existând unele ambiguități în ceea ce privește folosirea corectă a termenului de specie invazivă [172]. Drept urmare, apar unele incertitudini pentru următoarele grupe: 1. **Speciile indigene oportuniste de talie mică și medie** care au profitat semnificativ în condițiile ecologice actuale (*oblețul*,

babușca, bibanul, zvârlugile, boarța ș.a.); 2. Speciile condiționat native (interveniente) de origine deltaică și marină care au expansionat activ din arealele primare în amonte pe fl. (undreaua, gingirica, aterina-mică-pontică, ghidrinul, speciile de guvizi ș.a.); 3. Speciile alogene naturalizate, care au pătruns în majoritatea cazurilor antropocor, iar ulterior s-au răspândit prin autoexpansiune (carasul argintiu, murgoiul-bălțat, soretele, moșul-de-Amur); 4. Specii introducente de cultură (sângerul, novacul, cosașul, ș.a.) care, în special după inundațiile majore din 2008 și 2010, și-au majorat semnificativ ponderea în unele ecosisteme naturale din Republica Moldova, dar ulterior și-au stabilizat efectivele.

În accepțiunea noastră, pentru ca o specie să fie declarată invazivă, aceasta trebuie să întrunească următoarele trei condiții: 1. lărgire rapidă a arealului primar; 2. naturalizarea în teritoriile recipiente și 3. provocarea de pagube ecologice și socioeconomice majore.

În aceste condiții, putem accepta termenul de **specie invazivă** doar pentru taxonii alogeni și intervenienți care au trecut prin toate fazele de adaptare (pătrunderea, statornicirea, colonizarea și naturalizarea) și au provocat disfuncții majore în ecosistemele-gazdă. Este de menționat însă că, indiferent de originea teritorială, oportunismul înalt al unor specii, în condițiile eliminării a factorilor limitativi, poate cauza producerea unui **efect invaziv**.

• **Distrugerea zonelor umede și îndiguirea malurilor.** Zonele inundabile și apele curgătoare sunt două sisteme interdependente cu efecte benefice pentru ambele părți. Zonele inundabile asigură hrana, refugiul, locul de reproducere, creșterea și dezvoltarea multor viețuitoare, pe când apele curgătoare constituie, pentru zonele inundabile, o sursă de elemente minerale și biogene ce duce la renașterea vegetală și animală [30]. De asemenea, zonele umede reduc încărcăturile de nutrienți ale cursurilor de apă prin favorizarea sedimentării, adsorbția acestora din sedimente, preluarea în biomasa vegetală și facilitarea procesului de denitrificare.

Alimov A.F. (2013) a demonstrat matematic că producția unui ecosistem se datorează, în mare parte, proceselor de asimilare și reciclare a compușilor biogeni rezultați din procesele metabolice ale organismelor existente în biotop [68]. În așa fel, concentrația mare de păsări, pești, mamifere și alte vietăți în aceste zone de tranziție între acvatic și terestru are nu numai o importanță incontestabilă în conservarea biodiversității, dar și în menținerea unei productivități biologice înalte.

Bălțile, laolaltă cu terenurile inundate din jurul lor, având o apă limpede decantată, un fund puțin adânc, cu multă vegetație (stuf la periferie și plante submerse sau plutitoare) și suprafețe întinse de apă pe care soarele le poate încălzi cu ușurință ș.a.m.d., asigură, într-adevăr, condiții ideale atât pentru dezvoltarea ouălor cât și pentru creșterea larvelor și puietului [1].

Merită o atenție deosebită *Teoria inundațiilor ritmice* (The Flood Pulse Concept), potrivit căreia în „zona de tranziție între acvatic și terestru (ATTZ)” se formează o diversitate mare și

uncială de animale și plante acvatice care, în ciuda considerabilului efort de adaptare pe care îl fac, asigură biomase foarte mari. Aceasta are loc deoarece „litoralul mișcător” al ATTZ împiedică stagnarea apei, permițând o reciclare rapidă a nutrienților, rezultatul fiind o productivitate cu mult mai mare față de cea care ar fi fost dacă zona respectivă ar fi fost ocupată de ape permanente sau de terenuri uscate. Mai mult decât atât, potrivit acestei teorii, producția primară și secundară din această zona de tranziție (ATTZ) este esențială și decisivă pentru fauna din canalul principal (albie). Producția biologică și producția de pește sunt, în cea mai mare parte, realizate în cursul ATTZ, în timp ce albia este utilizată ca o cale de migrație [30, 68].

Printre cele mai importante servicii ecosistemice pe care le oferă zonele umede, menționăm: 1. **Servicii de asigurare** cu hrană (pește, vânat, fructe, culturi de graminee), apă sub formă de rezerve stocate, materiale de construcție și combustibil (lemn, stuf, petrol ș.a.), biochimicale (preparate medicamentoase), surse de material genetic (genotipuri „pure” folosite pentru manipulări ulterioare, cele cu un grad înalt de rezistivitate ș.a.); 2. **Servicii de reglare** climatică, hidrologică, de epurare naturală a apelor, de reglare a proceselor erozionale, de amortizare a inundațiilor ș.a. 3. **Servicii culturale**, de cercetare și educare, turistice, estetice ș.a. 4. **Servicii de susținere** a procesului de pedogeneză, a schimbului de materie și energie cu/între diverse alte ecosisteme ș.a. [1].

În condiții naturale, până la fragmentarea ecosistemelor lotice se înregistrau anual 9-10 viituri care aveau ca scop amortizarea efectului distructiv al inundațiilor mari, permiteau reproducerea hidrobionților fitofili, creșterea și îngrășarea puietului în locurile trofic bogate, iar ulterior reîntoarcerea acestuia în șenalul principal [104]. Pentru ciprinide este foarte important să trăiască și să se dezvolte în ape cu adâncimi mai mici, unde productivitatea biologică este net superioară (datorită „coeficientului ridicat de mal”) și unde puietul se poate refugia printre desigurile de macrofite [1]. În prezent însă, toate aceste cicluri biologice importante din lunca râurilor sunt compromise aproape în totalitate ca rezultat al presiunilor hidromorfologice. Politica agrară direcționată spre majorarea suprafețelor terenurilor agricole în anii '50-'70 ai secolului trecut a provocat secarea a peste 40 de mii ha de bălți din lunca inundabilă a Nistrului și circa 33 de mii ha din lunca Prutului, ceea ce a condus la micșorarea productivității biologice și la decimarea biodiversității [57]. Astfel, îndiguirea totală a luncilor în scopul redării terenurilor inundabile agriculturii s-a dovedit a fi un eșec fără precedent. Dacă la început aceste terenuri îndiguite ofereau recolte agricole extraordinare, cu timpul și chiar foarte curând, acestea au secătuit, astfel încât rentabilitatea îndiguirilor a devenit cu totul problematică. Abia după conștientizarea dezastrului produs în echilibrul natural, Republica Moldova, prin Hotărârea Parlamentului nr. 504-XVI din 14 iulie 1999, a ratificat Convenția asupra Zonelor Umede de Importanță Internațională, concepute în special ca habitat pentru pasările acvatice, și a devenit

membru al acestei Convenții în iunie 2000, atunci când zona „Lacurile Prutului de Jos” (191,5 km²) a fost inclusă în Lista zonelor umede de importanță internațională. A doua zonă umedă acceptată de Secretariatul Convenției este reprezentată de aria naturală „Nistrul Inferior” care cuprinde sectorul de luncă al Nistrului de Jos, situat între comunele Copanca și Palanca. În septembrie 2005, în Lista zonelor umede de importanță internațională a fost inclusă zona „Unguri-Holoșnița”. Actualmente, în țară există trei zone Ramsar cu o suprafață totală de 94 705 ha [38].

- **Tendința de încălzire globală** și înțepirea hazardurilor naturale. La nivel global, în condiții de încălzire a uscatului, masele de aer și curenții oceanici urmează trasee modificate față de cele determinate de rotația Pământului și de ceilalți factori naturali, fiind dirijate de diferențele de temperatură și de densitate. Ca principiu general, apele mai calde și mai sărate (mai „grele”) se îndreaptă, de regulă, spre poli, unde se scufundă sub apele reci și mai dulci (mai „ușoare”), care se deplasează, la rândul lor, spre Ecuator. Biologii marini au modelat la calculator datele privind caracteristicile (dar și cantitățile pescuite) a peste o mie de specii de pești de interes comercial. Rezultatul arată că mii de specii ar urma să migreze spre poli, ceea ce va afecta puternic comunitățile de pescari din zonele calde [281, 319].

La nivel european, temperatura aerului a crescut cu aproximativ 1°C în ultimul secol, față de 0,6–0,74°C la nivel global. În același timp, după 1980, s-a remarcat intensificarea fenomenelor meteorologice extreme, reprezentate mai ales prin valuri de caniculă (2000, 2003 – record istoric, 2007, 2018 etc.), soldate, deseori, cu incendii de pădure, cantități excedentare de precipitații pe areale extinse (2005, 2008, 2010, 2018 etc.) și urmate de viituri și inundații, de episoade succesive de viscol cu intensități foarte mari etc.[42, 319].

În apele interioare situate în zona temperată, cum este, spre exemplu, Republica Moldova, odată cu creșterea instabilității condițiilor climatice, diversitatea speciilor de pești poate atât să se micșoreze din contul eliminării speciilor îngust specializate, cât și să se majoreze, pe baza proceselor de pătrundere a speciilor alogene, ce se pot adapta ușor la noile conjuncturi de mediu. Din această grupă oportunistă trebuie menționate, în primul rând, speciile termofile translocate cu ajutorul omului sau cele care s-au extins pe cale naturală (*r*-strategice cu o amplitudine ecologică largă).

Cât privește schimbările indicatorilor cantitativi la pești, trebuie să spunem că fenomenul încălzirii globale cauzează majorarea perioadei vegetative, provoacă creșterea concentrației substanțelor organice dizolvate în apă, modifică ciclurile elementelor biogene (C, N, P) în ecosistem și, în final, intensifică procesele producționale (în special a macrofitelor, fitoplanctonului, formelor mari de zooplancton). Temperatura și, în paralel, creșterea CO₂, dublată de disponibilitatea de nutrienți, determină dezvoltarea cu precădere a algelor unicelulare.

Astfel, tendința încălzirii globale implică unele riscuri majore pentru starea ecosistemelor interioare, precum ”înflorirea algală” sistematică, dezvoltarea excesivă de macrofite și înămolirea rapidă. Întețirea ploilor torențiale contribuie la spălarea cantităților mari de poluanți din zonele adiacente (pesticide, îngrășăminte, deșeuri menajere și industriale stocate în apropiere ș.a.), iar primii hidrobionți sensibili care reacționează sunt cei bentonici: *puietul de șalău*, *speciile de ghiborți*, *bibanul*, *porcușorii*, *guvizii*, *racii tineri*, *unele specii de moluște*. Acest fenomen este deseori observat după ploile torențiale de vară în lacurile de acumulare Dubăsari, Ghidighici și în unele iazuri situate în depresiuni.

În așa fel, putem constata că, în condițiile Republicii Moldova, în urma tendinței de încălzire globală sunt avantajate, în primul rând, speciile termofile, euritope, fitofile rezistente la acțiunea poluanților, precum: *carasul argintiu*, *babușca*, *oblețul*, *batca*, *moșul-de-Amur*, *zvârlugile*, *soretele*.

În condițiile încălzirii globale, maturizarea sexuală la majoritatea speciilor este atinsă mai devreme ca înainte, iar structura de vârstă a devenit mai simplificată, cu dominarea numerică a grupelor de vârstă tinere [101, 104, 108]. De asemenea, ca rezultat al extinderii perioadei vegetative și micșorării vitezei de curgere a râurilor fragmentate de baraje, la unele specii de pești se constată accelerarea ritmurilor de creștere în comparație cu perioadele anterioare de referință [88, 122, 126, 226]. Există și excepții de la această regulă, ca, de exemplu, speciile iubitoare de apă mai rece, precum: *știuca*, *mihalțul*, *ghiborțul comun*, *cleanul-mic*, *cleanul*, *zglăvoacele*, *boișteanul*, *păstrăvul*, *lipanul ș.a.*, la care în perioada temperaturilor ridicate, poate scădea brusc intensitatea nutriției [97]. În unele ecosisteme acvatice mari (lacurile de acumulare, albia fluviilor), se observă o variabilitate fenotipică accentuată (*babușca*, *plătica*, *bibanul*, *batca* ș.a.), semnalându-se discrepanțe mari în caracterul creșterilor individuale la nivel intrapopulațional.

Unele cercetări demonstrează că regimul hipertermoficat și procesele active de colmatare a ecosistemelor acvatice influențează negativ populațiile bentonice de moluște și crustacee filtratoare, existând pe viitor temeri majore privind capacitatea de autoepurare a apelor și riscul de înrăutățire a condițiilor de nutriție pentru unii pești macrozoobentosofagi (*babușca*, *batca*, *plătica*, *crapul*, *morunașul*) [98].

Astfel, în condiții de meteoinstabilitate și de calamități naturale frecvente, sunt, favorizate în primul rând, speciile care se pot adapta ușor și rapid la aceste modificări conjuncturale rapide și sunt capabile să migreze în timp util spre habitatele care să le asigure resurse și alte oportunități necesare pentru supraviețuire.

- **Alte amenințări majore asupra ihtiofaunei fluviului Nistru și râului Prut**

a. Distrugerea fâșiilor forestiere de-a lungul albiilor care, în mod natural, servesc drept elemente indispensabile de habitat pentru speciile reofil-umbrofile: *specii de porcușori, lipanul, păstrăvul indigen, grindelul* ș.a. Fenomenul de despădurire activă din ultimele decenii de-a lungul malurilor râurilor, în afară de alterarea habitatelor speciilor stenotope de pești, a afectat și habitatele caracteristice ale efemeropterelor care, în trecut, constituiau hrana de bază pentru multe specii reofile bentonice de pești ca *pietrarul, fusarul, speciile de mreană, cega, păstruga* ș.a. [38]. Corelația directă dintre gradul de împădurire a malurilor și bunăstarea ihtiocenozelor este demonstrată pe baza râurilor mici din diferite zone ale Republicii Moldova [11, 12, 15, 17].

c. Valorificarea terenurilor limitrofe în scopuri agricole, având drept consecință gravă erodarea solului fertil, accelerarea proceselor de poluare secundară (îngrășăminte, pesticide) și colmatarea hidrobiotopurilor. Conform Legii Nr. 440 din 27.04.1995, de-a lungul malurilor râurilor și a bazinelor de apă se stabilesc zone, fâșii și perdele forestiere de protecție. Pentru fl. Nistru, fl. Dunărea și r. Prut, lățimea fâșiilor riverane de protecție constituie cel puțin 100 m, iar pentru pâraie – de cel puțin 20 m pe ambele maluri. De facto, aceste reglementări sunt foarte rar respectate (Figura A 3.9).

b. Distrugerea locurilor de reproducere a speciilor litofile de pești **prin extragerea de nisip și prundiș** din albia fl. Nistru și r. Prut (Figura A 3.10). După unele estimări, în albia r. Prut, pe segmentul Călinești – Giurgiulești, se extrăgea anual $\approx 360\text{--}380$ mii m^3 de nisip și prundiș [57]. Din anul 1950 și până în 1988, în albia Nistrului inferior s-au extras 73,6 de milioane m^3 de nisip și pietriș, reducându-se cu 787,6 ha boiștile speciilor litofile și psamofile de pești [104, 224].

Printre efectele negative de adâncire și îndreptare a albiei, se numără: cele de natură *hidraulică*, constând în modificarea regimului natural al curgerii apei și, implicit, al transportului de aluviuni; de natură *morfologică* – declanșarea și/sau amplificarea unor procese de eroziune și/sau depunerea aluvionară în sectorul de influență a balastierei; de natură *hidrogeologică* – modificarea regimului natural al nivelului apelor subterane din zona adiacentă; de natură *poluantă* – alterarea calității apelor de suprafață ca urmare a deversărilor tehnologice poluante de la utilajele din cadrul balastierelor și a micșorării capacității de filtrare și autoepurare caracteristică substratului nisipos; de natură *biologică* – apa care circulă la mai puțin de un metru adâncime printre spațiile interstițiale ale pietrișurilor favorizează oxigenarea zonelor în care bentosul demonstrează o afinitate deosebită, fiind și o importantă hrană pentru pești. Această faună are un rol esențial și în fenomenul de autoepurare a unui curs de apă. De asemenea, nisipurile și pietrișurile servesc drept substraturi de reproducere pentru numeroasele specii litofile și psamofile de pești (migratoare, semimigratoare și locale), aflate în prezent într-o regresie numerică accentuată (Figura A 3.11) [46, 57, 137].

Lacurile de acumulare rețin până la 90% de aluviuni, iar pe sectoarele din aval continuă să se substituie substratul format din fracții fine de nisip cu sedimentele de mâl sau cu fracții mai mari și grele (în locurile cu un curent mai rapid al apei). Dacă presupunem că în aceste sectoare curățarea albiei se face doar pentru asigurarea navigației, atunci de ce nu se depozitează nisipul extras în locurile deteriorate (cum se face de obicei în fl. Dunărea)?

O manifestare deosebită a cruzimii contra naturii reprezintă incendierea sistematică a stufărișurilor situate în lunca râurilor, care îndeplinesc numeroase funcții ecologice, precum: filtre biologice, locuri de reproducere, refugiu și îngrășare pentru numeroase specii de animale (inclusiv pești) (Figura A 3.12).

c. Folosirea ireversibilă a apei. În perioada anilor 1980–1990, în fl. Nistru funcționau peste 122 de stații de pompare a apei (multe dintre acestea funcționează și astăzi), având capacitatea totală de 159 m³/s. În r. Prut existau mai mult de 35 de stații fixe de pompare a apei cu capacitate totală de 45,7 m³/s. Majoritatea se exploatează fără instalații speciale de protecție a peștelui [57], iar tendința de dezvoltare vertiginoasă a agriculturii intensive va solicita pe viitor o irigare și mai abundentă.

d. Presingul păsărilor ihtiofage – Zona extinsă de litoral a ecosistemelor fragmentate, degradarea nivelului trofic al speciilor ihtiofage de pești, eliminarea prin pescuit selectiv a concurenților puternici de talie mare, creează condiții prielnice de proliferare a speciilor de talie mică și medie, care devin în continuare o resursă trofică importantă pentru speciile de păsări ihtiofage (*cormoranul-mare*, *pelicanii*, *stârcii*, *egretele*, *pescărușii*, etc). Tot mai des apar nemulțumiri din considerente economice pe creșterea alarmantă a populației cormoranului comun (*Phalacrocorax carbo*), în special în zona de sud și centru a țării (Figura A 3. 13.). Unele studii demonstrează că *cormoranul comun* mănâncă aproximativ 0,7–1,0 kg de pește/zi, în perioada de reproducere până la 1,5 kg pe zi (Cuzic V., 2007). În prezent această specie a reușit să-și formeze colonii numeroase, atât în sectoarele inferioare, cât și în cele mediale ale fl. Nistru și r. Prut. Mai mult ca atât, unele colonii au devenit sedentare, iernând permanent pe teritoriul țării. Concentrația mare de păsări ihtiofage participă activ la răspândirea diferitor helmintiaze în populațiile piscicole (servind ca gazde definitive) [161].

1.3. Pești – indicatori ai stării ecosistemelor acvatice

Evaluarea calității apei numai pe baza parametrilor fizico-chimici nu furnizează întotdeauna informații depline privind efectele pe care poluarea sau deteriorarea le are asupra organismelor acvatice, iar „unde de poluare” pot trece neobservate între două recoltări de probe. Pentru a obține o imagine cât mai completă a calității apei, evaluarea trebuie extinsă și pentru componentele biologice care pot stoca informația la nivel structural și funcțional, în timp

și spațiu etc. Cu toate acestea, este aproape imposibil monitoring integrat al parametrilor abiotici și biotici, chiar și în cel mai simplu structurat ecosistem, de aceea, unul dintre rolurile cele mai importante jucate de bioindicatori este de a înlocui, cât se poate de eficient, măsurătorile complicate, migăloase, cu cercetări de durată prea costisitoare și, adesea, cu „efect întârziat” [297, 298].

Bioindicatori sunt considerate organismele ce pot fi utilizate pentru a monitoriza starea de sănătate a mediului. Ei pot aparține oricărui grup de viețuitoare, de la bacterii până la mamifere, și reflectă, prin manifestări de ordin chimic, fiziologic și comportamental, modificări ale factorilor de mediu [54, 244]. De asemenea, bioindicația se poate studia și la diverse niveluri supraindividuale de organizare a materiei vii: începând de la cel populațional și terminând cu cel biocenotic (în cazul nostru, ihtiocenotic) și chiar biosferic (cum ar fi modificările survenite în condițiile încălzirii globale și ale poluării aerotehnogene) [154].

Bioindicația în baza faunei piscicole se efectuează pe două mari direcții: 1. utilizând bioindicatori ce răspund în mod vizibil la modificări de mediu (modificări morfo-fiziologice, etologice, populaționale, în structura specifică a cenzelor ș.a.) și 2. utilizând bioindicatori ale căror reacții sunt invizibile, dar încorporează diverse substanțe a căror concentrație poate fi determinată (de exemplu, metalele grele, pesticidele, particule din plastic ș.a.) [31, 147, 154, 165, 219, 255].

Dezideratul integrării în Uniunea Europeană a impus ca prioritate armonizarea cadrului legislativ național cu cel european, care cuprinde, în domeniul apelor, Directiva Cadru privind Apa [276]. Conform acestei directive, evaluarea stării ecologice a sistemelor acvatice se realizează pe baza componentelor biologice, fizico-chimice și hidromorfologice, este specifică fiecărui tip de ecosistem (lotic, lentic, mare, mediu sau mic) și presupune încadrarea pe baza comparării cu starea de referință neperturbată, reală sau ipotetică – într-una din cele cinci clase de calitate: stare foarte bună, bună, moderată, nesatisfăcătoare și stare proastă [54].

În prezent, principalele abordări în monitorizarea componentelor biologice de calitate sunt următoarele: abordarea saprobiologică, abordarea diversității, abordarea biotică, abordarea funcțională [4, 31, 54, 124, 147, 154, 165, 171, 213, 219, 221, 229, 255, 274, 294, 297, 298]. În procesul monitoringului ecologic, toate aceste abordări sunt importante și utile, dar pentru un tablou mai întregit, se cere o analiză complementară, fiecare metodă având atât avantaje, cât și unele dificultăți în aplicare. De exemplu, în abordarea saprobică, accentul se pune mai mult pe poluarea organică a mediului, pe când în prezent, poluarea antropogenă are un aspect mult mai complicat [229]. Abordarea diversității se axează pe interacțiunea și interdependența majoră dintre diversitatea biotopică și cea specifică, deși pot exista ecosisteme sărace în diverse tipuri de habitate și specii, dar neafectate antropic. În abordarea biotică, peștii ca obiect de studiu sunt

caracterizați printr-o mobilitate destul de exprimată, de aceea pot distorsiona semnificativ rezultatele prin simpla evadare din zona poluată. Abordarea funcțională s-a dovedit însă a fi mai puțin reprezentativă în cazul poluărilor cu efect subletal și de scurtă durată, peștii manifestând o normă largă de reacție și un potențial adaptiv înalt.

Peștii sunt utilizați de mult timp ca bioindicatori ai poluării apelor, luându-se în considerație diversitatea lor specifică, structura și starea populațiilor, potențialul reproductiv, starea de sănătate ș.a. [244]. Peștii constituie ultima verigă a lanțului trofic, pot fi plasați pe diverse niveluri trofice, ocupă nișe trofice separate și, prin urmare, sunt afectați direct de ceea ce se întâmplă la nivelul producătorilor (fitoplancton, macrofite) și al consumatorilor primari (zooplancton, zoobentos ș.a.). În habitatele acvatice, cel mai mult sunt afectate speciile bentonice și ihtiofage, și mai puțin cele ce se hrănesc cu zoo- și fitoplancton [130]. Procesul de bioacumulare este cel mai evident la vârful piramidei trofice, reflectându-se, în așa fel, starea de sănătate a întregului ecosistem [154, 213]. Peștii pot fi utilizați și indirect ca bioindicatori, și anume: prin prezența anumitor paraziți, prin intensitatea și extensivitatea invaziilor parazitare, prin starea lor funcțională ș.a. [103, 161, 219].

În majoritatea cazurilor, în ecosistemele acvatice naturale din Republica Moldova se constată concentrații subletale ale poluanților [64, 113, 116]. Anume aceste modificări negative, care dau la prima vedere reacții invizibile, specialistul trebuie să le identifice operativ și să le interpreteze corect.

Toxicanții au o influență negativă la diferite niveluri de organizare și integrare a viului: *molecular* (mutații în structura ADN, scindări suplimentare de ATP), *celular* (resorbția totală a oocitelor în faza creșterii trofoplasmatică active, acumularea de toxicanți în celule și autoliza lor, dereglări în asimilarea celulară și dividere, hiperplazia, neoplazia ș.a), *tisular și organic* (disfuncții în circulația sangvină, desprinderea și deformarea fibrelor musculare, patologii la nivelul sistemului excretor, dereglări ale sistemului imun, substituția altor țesuturi cu cel conjunctiv adipos sau fibros, necroza tisulară, hipertrofia hepatică), *organismic* (dereglări de creștere și apariția în masă a ecofenelor pitice, modificări în dezvoltarea embrionară și postembrionară la pești), *populațional și cenotic* (degradarea structurii populaționale de vârstă și de sex, săracirea structurii cenotice, creșterea ponderii hibrizilor în populații, diverse epizootii ș.a.) [31, 103, 158, 159, 219, 225].

O deosebită atenție în procesul de bioindicație se acordă modificărilor la nivelul suborganismic, cum ar fi acumulările de poluanți în organele și în țesuturile peștilor. Particularitățile de interacțiune a poluanților cu hidrobionții rezultă din faptul că toxicanții pătrunși în ecosistem se încadrează în circuitul de materie, suferind diverse transformări fizico-chimice și biochimice. Compușii simpli, instabili, în stare solidă sau lichidă, după pătrunderea în

mediul acvatic sunt supuși proceselor de hidroliză, fotoliză, adsorbție, absorbție, sedimentare, acumulare în organism și descompunere biochimică în funcție de condițiile concrete din ecosistemul dat [63]. Poluanții persistenți organici (de exemplu, pesticidele clororganice ș.a.), în majoritatea cazurilor, se supun descompunerii parțiale în diferiți izomeri, adesea cu o capacitate toxică și mai sporită. Ei migrează prin lanțurile trofice, acumulându-se la consumatorii secundari ca peștii, iar prin alimentație nimeresc inclusiv în organismul uman [213]. Metalele grele nu se supun proceselor de descompunere, ele schimbă numai forma de migrație, dar o parte din ele se adsorb, se sedimentează și se acumulează în mълuri sau în unele structuri ale corpului, cum ar fi cochiliile moluștelor ce, ulterior, se elimină parțial din lanțurile trofice [54, 115, 116]. În funcție de particularitățile fizico-chimice ale toxicanților și de gradul de afinitate cu substraturile biologice, substanțele poluante se acumulează în anumite „locusuri” din organism [130]. De obicei, în organele bogate în grăsimi se acumulează pesticidele clororganice liposolubile, în organele parenchimatoase – compușii fosfororganici (pesticidele fosfororganice), detergenții – în branhiile și în pereții tubului digestiv, iar metalele grele – în țesutul epitelial, în ficat, în branhiile ș.a.

Este de menționat că concentrațiile mari de microelemente în organism pot provoca atât dereglări majore, cât și carența lor. De exemplu, insuficiența fierului (Fe) provoacă anemie, a zincului (Zn) – inflamația pielii și a înotătoarelor, a cuprului (Cu) și a manganului (Mn) – deformarea oaselor, dezvoltarea anormală a cozii, deformarea craniului; insuficiența molibdenului (Mo) – dereglarea procesului de asimilare a cuprului ș.a. [115].

Ionii metalelor contribuie foarte mult la stabilizarea sau destabilizarea macromoleculelor acizilor nucleici, așa cum se întâmplă este și în cazul unor proteine. În reacțiile enzimatice la care participă acizii nucleici, prezența ionilor metalici, în special a magneziului (Mg) asigură realizarea complexului enzimă-substrat, cât și specificitatea procesului. Datorită masei atomice apropiate și a proprietăților reactive redox înrudite, ionii de magneziu (Mg) pot fi înlocuiți cu alții, ca zincul (Zn), sau manganul (Mn), sau, în cel mai rău caz, cu cei de plumb (Pb) sau cadmiu (Cd). Înlocuirea unor microelemente cu altele favorizează producerea unor erori în transmiterea informației genetice și creează condiții pentru apariția unor mutații sau a unei malignizări [147].

Mecanismele legate de particularitățile ontogenetice, procesele de repartiție a poluanților în organismul peștilor, detoxificarea și eliminarea lor sunt studiate aprofundat în Laboratorul de Hidrobiologie și Ecotoxicologie al Institutului de Zoologie al MECC [54]. În urma investigațiilor multianuale efectuate în principalele ecosisteme acvatice din Republica Moldova întru evidențierea surselor, concentrației, migrației și impactului metalelor grele în sistemul apă – suspensii solide – mълuri – hidrobionți (inclusiv pești), s-a ajuns la o concluzie foarte importantă,

care adesea este neglijată în standardele, sistemele și metodele de apreciere a calității mediului. Astfel, s-a constatat că stabilirea valorilor bazate pe CMA pentru evaluarea bunăstării ecosistemelor acvatice nu este întotdeauna valabilă [63]. Efectul influenței metalelor grele asupra hidrobionților, de la concentrația vital necesară până la cea toxică și chiar letală, se poate situa într-un interval foarte îngust de valori, mai mult decât atât, unele și aceleași concentrații pot fi optime pentru o grupă de hidrobionți și să aibă efecte letale pentru alta. Aceeași concentrație poate avea efecte deosebite în diferite ecosisteme acvatice și chiar în același ecosistem la schimbarea parametrilor de mediu (duritatea apei, pH, oxigenul solvit, prezența elementelor antagoniste sau sinergiste, temperatura, mineralizarea ș.a.). În așa fel, s-a fundamentat un nou concept privind aprecierea bunăstării ecosistemelor acvatice în baza evaluării influenței a 14 metale grele asupra proceselor producțional-destrucționale [54, 63, 115]. În consecință, s-a constatat că acele valori ale concentrației metalelor grele care nu influențează procesele producțional-destrucționale din ecosistem trebuie considerate ca fiind optime, cele care au condiționat micșorarea nesemnificativă a intensității acestor procese trebuie considerate admisibile, iar concentrațiile care micșorează brusc nu numai producția primară a fitoplanctonului, dar și destrucția materiei organice trebuie considerate drept critice. Prin urmare, starea ecosistemelor acvatice poate fi atribuită la categoriile „bună”, „moderat poluată” și „intens poluată sau degradată” [54, 63].

Investigațiile multianuale au stabilit că componența microelementară a icrelor și larvelor de pești constituie o proiecție a dinamicii conținutului de microelemente în apă ($r=0,90-0,98$), cu unele deosebiri în funcție de specie. [115]. Prin urmare, **concentrația microelementelor-metale în icrele și în larvele peștilor** poate servi drept test sigur la evaluarea calității apei. Dinamica acumulării microelementelor în corpul puietului depinde mai mult de baza nutritivă și mai puțin de concentrația microelementelor în apă. Indivizii peștilor adulți posedă un mecanism homeostatic destul de dezvoltat, ce reglează procesele de acumulare și redistribuire a metalelor între diferite organe în funcție de intensitatea metabolismului plastic și generativ și de necesitățile lor pentru un microelement-metal sau altul. În perioada premergătoare depunerii icrelor, predomină procesele intense de acumulare a microelementelor indispensabile în ovare, însoțite de micșorarea concentrațiilor lor în mușchii scheletici, pe când în perioada de creștere somatică activă procesul se inversează. Cu toate acestea, componența microelementară a organelor și țesuturilor reprezintă o reflectare clară a componenței mediului [63, 115].

Analiza concentrației metalelor grele în țesutul muscular al peștilor din ecosistemele fl. Nistru și r. Prut a constatat, în general, valori în limitele admisibile care, cel puțin deocamdată, nu reprezintă o amenințare pentru alimentația umană și pentru starea funcțională a peștilor [113] (Tabelul 1.2.).

**Tab. 1.2. Conținutul de metale (μg/g) în țesutul muscular striat al peștilor
din sectorul inferior al r. Prut**

Specia	Zn	Cu	Pb	Ni	Mo	V	Cd	Greutatea corpului fără viscere, (g)
Șalău	35,6	5,2	3,3	6,9	1,9	2,6	0,44	970
Avat	48,2	6,9	4,2	7,8	2,6	2,8	0,72	1160
Sabiță	64,4	11,2	4,8	10,2	2,8	2,6	1,25	660
Plătică	53,2	8,1	2,8	9,1	2,0	1,8	0,53	960
Mreană comună	26,8	4,5	2,6	5,2	1,3	1,2	0,50	410

Valori ceva mai înalte pentru unele metale ca Cu, Pb, Ni, Cd, s-au constatat la *sabiță* care, fiind o specie semimigratoare le-a acumulat, cel mai probabil, în fl. Dunărea, de unde se ridică pentru a se reproduce (Tabelul 1.2.).

Pentru realizarea obiectivelor monitoringului ecologic operativ este suficientă investigarea nivelului de acumulare a substanțelor poluante doar în solzi sau/și piele, branhii, deoarece se știe că acestea, contactând nemijlocit cu apa, concentrează activ multe elemente chimice și manifestă un grad înalt de corelație cu conținutul acestora în mediul înconjurător [4].

O importanță deosebită în evaluarea gradului de bunăstare ecologică a ecosistemului acvatic și, implicit, a ihtiocenozelor o are **dinamica ionilor principali**. Se știe că raportul dintre cationi și anioni constituie un indice de bază în determinarea stabilității apelor de suprafață, iar schimbarea clasei apei relevă existența poluării sau metamorfozării acesteia [128]. S-a constatat că, în ultima perioadă, se observă tranziția apelor fl. Nistru și r. Prut din clasa hidrocarbonată (C) în cea sulfată (S). Cauza majoră este fragmentarea antropică multiplă a ecosistemelor lotice, consecințele fiind modificarea regimurilor hidrologic, termic, chimic, gazos și a proceselor producțional-destrucționale ș.a. [64]. În aceste condiții, drept bioindicatori ai proceselor negative vor servi abundența speciilor eurihaline, euriterme, eurioxibionte și euritope de hidrobionți. Un exemplu tipic este progresia biologică a speciilor interveniente de pești în ecosistemele lotice ale Republicii Moldova și demararea procesului activ de pontizare, și mediteranizare a ihtiocenozelor fl. Nistru. Modificarea regimurilor hidrochimic și termic în apele râurilor supuse fragmentării multiple conduce la disfuncții în procesele metabolice la speciile dulcicole de pești la care se constată o atingere precară a stării de senescență și, respectiv, încetinirea creșterilor în grupele superioare de vârstă. În aceste condiții, ciclul de viață al acestor taxoni se poate reduce semnificativ [68, 128].

La nivelul organelor și sistemelor de organe cele mai relevante modificări morfo-funcționale sub influența poluanților se constată în ficat, în rinichi, în splină, în sistemul reproductiv, în cel nervos și în cel umoral [130, 147, 159, 201, 323]. Ficatul are un rol important

în procesul de detoxifiere a substanțelor poluante. De obicei, în condiții nocive, greutatea relativă a acestui organ crește. Cele mai mari valori se constată în zonele cu poluare cronică, unde greutatea sa se poate majora de 5-7 ori față de cea normală [159] (Figura 1.1.).



Fig. 1.1. Hipertrofia hepatică a carasului argintiu

În condițiile concentrațiilor deosebit de mari a toxicanților, procesele degenerative predomină asupra celor de apărare (care totuși nu încetează), au loc procese de necrozare activă, degradarea lipidelor în hepatocite și înlocuirea lor cu țesut conjunctiv. Rinichii, de asemenea, în procesul de excreție participă activ la detoxicarea organismului care, în medii poluate, reacționează prin hipertrofie și prin sensibilizarea mecanismelor biochimice de apărare [130, 147].

Metabolismul lipidic și procesul de acumulare a grăsimilor în organismul peștilor joacă un rol important la bioindicație. În pofida unor date care atestă „arderea” activă a lipidelor în mediile intens poluate [147], rezultatele științifice obținute în ecosistemele naturale demonstrează un tablou invers – acumularea activă a grăsimilor în mediile sistematic poluate (de exemplu bibanul, oblețul, carasul argintiu și babușca în r. Bâc, raza mun. Chișinău, lacul Ghidighici ș.a.) [11]. În baza acestei strategii, organismul se „pregătește” de eventualele condiții nefavorabile, prin încetinirea creșterii somatice și prin acumularea activă a rezervelor energetice [159]. În cazul când potențialul adaptiv este incapabil să opună rezistență amenințărilor din partea toxicanților, se constată numeroase modificări teratogene exprimate prin mutații dăunătoare, precum: deformarea înotătoarelor și a coloanei vertebrale, disfuncții ale vederii, capul în formă de „mops”, subdezvoltarea aparatului bucal (în special a maxilarului inferior), a branhiilor ș.a. [130, 147] (A. 3.14.). În așa fel, se poate constata că „individul nu este pregătit nici pentru prezent, nici pentru viitor – el este rezultatul evoluției” [159]. Această afirmație este cât se poate de potrivită în perioada contemporană de chimizare sintetică, când speciile nu

reuşesc să dezvolte, într-un timp limitat, idioadaptări necesare neutralizării ksenobioticelor complexe.

La nivelul sistemului reproductiv, cele mai frecvente modificări la peştii de apă dulce sunt cauzate de: **1. fragmentarea râurilor prin destabilizarea regimului hidrologic şi termic** **2. poluare** [98, 130, 147, 159, 199, 217, 221, 222, 226, 323].

O influenţă nefastă majoră asupra condiţiilor de reproducere a peştilor din sectorul medial şi inferior al fluviului Nistru a avut-o edificarea barajului de la Novodnestrovsk. Ca urmare, au survenit perturbări în regimul termic (temperaturi scăzute în perioada de primăvară-începutul verii şi ridicate în perioade de toamnă-iarnă). Această influenţă termică în aval de hidrocentrală provoacă diverse disfuncţii în ciclurile vitale ale hidrobionţilor, iar la nivel celular – în procesul de gametogeneză. S-a demonstrat că dereglarea regimului termic ca rezultat al construcţiei lacului de acumulare de la Novodnestrovsk provoacă demararea perioadei reproductive la unele specii (*babuşcă*, *tarancă*, *ştiucă*, *plătică* şi *şalău*) în termeni calendaristici mai târzii ca de obicei. La unele exemplare de *plătică* şi *tarancă* s-a constatat resorbţia totală a celulelor sexuale în fazele finale de creştere trofoplasmatică, fapt ce a condus la ratarea întregului sezon reproductiv [58, 215, 217, 222].

Nivelul scăzut al apei provoacă un deficit acut de boişti care conduce la reţinerea procesului reproductiv în pofida temperaturilor optime deja instalate şi, în consecinţă, la supramaturarea oocitelor şi resorbţia lor totală în faza finală a creşterii trofoplasmatică. S-a demonstrat că pentru speciile fitofile ca *plătica* şi *crapul*, bunăstarea nivelului apei în perioada reproductivă este mult mai importantă decât regimul termic din ecosistem [98, 222]. La indivizii din sectorul inferior al fl. Nistru, din cauza instabilităţii nivelului hidrologic, aceste modificări sunt adesea constatate la 90% din oocitele generaţiilor tinere care formează a doua porţie de icre (respectiv, fiind depusă doar prima porţie) [58].

De asemenea, s-a constatat că, în prezent, *carasul argintiu* din fl. Nistru nu mai depune trei porţii de icre ca până la construcţia barajului de la Novodnestrovsk, ci numai două (pe când în r. Prut şi în lacul Belev, *carasul argintiu* depune trei porţii de icre) [58, 214]. Oocitele, spre sfârşitul procesului de vitelogeneză, sunt supuse unor schimbări structurale majore care, în a doua decadă a lunii mai, pot atinge o pondere de până la 90% în faza E. Datorită acestui fapt, icrele mature din a treia generaţie degenerază, iar oocitele rămase în fazele intermediare (D₂-D₃) intră toamna în perioada de vitelogeneză, în luna octombrie atingând deja fazele D₄ (mai puţin D₅) şi diametrul de 672-640 µm [214].

Prin urmare, răspunsul sistemului reproducător în condiţiile presiunii antropice este foarte variat şi depinde în mare parte de particularităţile factorilor abiotici, de starea fiziologică a organismului, dar şi de specie. Cele mai răspândite dereglări ale funcţiei reproductive la peştii

colectați în diferite ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova sunt: dezvoltarea asimetrică a ovarelor și testiculelor, forma lor atipică, maturizarea sexuală timpurie, modificarea duratei ovogenezei și spermatogenezei, deplasarea termenilor calendaristici ai reproducerii, cazuri de resorbție în masă a celulelor sexuale în ultimele faze de creștere, reducerea porțiilor de icre, dereglări în procesul de vitelogeneză, micșorarea capacității de fecundare, micșorarea ponderii indivizilor capabili de reproducere, avortarea icrelor prin lezarea membranelor foliculare etc. [225].

De asemenea, 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, modificarea 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 *plătică x babușcă*, *plătică x batcă*, *batcă x obleț* și *obleț x roșioară* (Figura A 3.15.) [20, 137]. 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.

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. Sub aspect ontogenetic, cea mai critică perioadă pentru pești este perioada dezvoltării embrionare (morulă, blastulă, gastrulă) și postembrionare (cea de trecere a organismului la nutriția mixotrofă), constatându-se mortalități foarte înalte în condiții stresogene [49, 115, 147]. În fazele mai târzii, o modalitate de răspuns poate fi apariția formelor pitice, ce reprezintă, în esență, un mecanism de reacție compensator, cu scop de menținere a potențialului reproductiv populațional pe baza economisirii de energie în creșterea somatică [158, 226]. Impactul poluării, reflectat asupra potențialului de creștere, reprezintă diferența dintre energia asimilată prin anabolism și pierderile catabolice, care însumează inclusiv efortul suplimentar depus pentru detoxifiere [147].

În condiții stresogene, cum ar fi poluările de natură antropică, în biocenozele acvatice predomină speciile de talie mică cu densități populaționale înalte (r-strategice), pe când în medii neafectate crește ponderea speciilor K-strategice de talie mare, având densități populaționale relativ joase [229]. Alimov A.F. demonstrează că, în ecosistemele eutrofe, în pofida majorării producției piscicole, masa individuală scade, pe când în ecosistemele oligotrofe, cu toate că

efectivele hidrobionților au valori mai joase, ponderea indivizilor de talie mare crește [68]. În urma studiilor multianuale, efectuate în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova, se poate afirma că, la populațiile speciilor cu ciclul vital mediu și lung, structura de vârstă în ecosistemele supuse unei presiuni antropice semnificative este, de regulă, redusă și simplificată, iar grupele superioare de vârstă rămase sunt reprezentate, de obicei, de indivizi cu o creștere mai lentă (de exemplu, *plătica*, *știuca*, *șalăul*, *carasul argintiu*, *bibanul*, *babușca*). La speciile de talie mică cu ciclul vital scurt, structura de vârstă este completă, iar indivizii din grupele superioare de vârstă dețin o pondere semnificativă, având o creștere în limitele de normalitate, și chiar sporită (de exemplu *porcușorul sarmatic* și *boarța* în r. Bâc, raza mun. Chișinău; *oblețul* în fl. Nistru, or. Soroca) [11, 20].

Proliferarea formelor pitice în populațiile speciilor valoroase economic (*plătica*, *șalăul*, *știuca ș.a.*) este cauzată deseori de **fenomenul selecției artificiale** prin pescuit cu efect selectiv. Un exemplu tipic este ecofenul *plăticii cu ritm lent de creștere* din lacul Dubăsari. Această ecomorfă se maturizează preponderent la vârsta de trei ani, are o reproducere porționată și o perioadă reproductivă mai lungă, își mobilizează resursele energetice într-un ritm mai lent de creștere, dar și mai uniform în timp, iar având o prolificitate absolută și relativă mai mare (pe contul micșorării dimensiunilor oocitelor), laolaltă cu un efectiv înalt și cu o mortalitate joasă prin pescuit, își asigură un spor populațional anual semnificativ și constant în timp. De asemenea, s-a stabilit că la această ecomorfă ponderea masculilor în populație este mai mare decât la ecofenul de adâncime, tabloul fiind asemănător și în cazul speciilor polimorfe de *caras argintiu*, *babușcă* și *biban* [215]. În prezent, în ecosistemul menționat, tot mai frecvent se capturează femele mature de *plătică* cu vârsta de 2+ și cu greutatea corporală sub 250 g, pe când în cercetările anterioare, această specie din fl. Nistru, se reproducea primar, de regulă, la 5–6 ani, având greutatea medie de peste 600 g [11, 58, 104]. Pornind de la aceste rezultate, se poate conchide că starea indivizilor speciilor comune bine studiate (de exemplu, *plătica*, *babușca*, *avatul*, *bibanul ș.a.*), în condiții de presiune antropică diferențiată, poate servi drept metodă importantă în procesul de biomonitoring și de evaluare a presiunilor de mediu.

Borisov V.M. susține că la speciile de **talie medie și mare cu ciclul vital lung**, în cadrul generațiilor aceleiași an există indivizi de vârstă și dimensiuni diferite în atingerea maturității sexuale, cu deosebiri vădite în metabolismul somatic și cel generativ, și a căror caractere se pot transmite ereditar. În condiții neafectate antropic, raportul acestor grupe este bine echilibrat, asigurându-se din an în an succesul reproducerii naturale. Indivizii cu maturizare sexuală timpurie, la care creșterea somatică este amortizată pe contul metabolismului generativ, în condițiile unui pescărit intensiv, devin avantajați, trecând cu ușurință prin ochiurile plaselor și având un acces mai mare la boiști. Astfel, mortalitatea mai joasă prin pescuit a reproducătorilor

acestor genotipuri selectate artificial pe parcursul numeroaselor generații le oferă posibilitatea de a lăsa mai mulți urmași care, la rândul lor, vor domina în populație și, corespunzător, vor schimba structura ei, simplificând-o, asemeni speciilor cu ciclul vital scurt. Aceste modificări structural-funcționale vor avea efect negativ și asupra productivității piscicole, reducând calitatea și cantitatea stocului exploatat [75].

La speciile oportuniste cu ciclul vital mediu ca *babușca*, *batca*, *bibanul*, *carasul argintiu*, *soretele ș.a.* se constată o flexibilitate înaltă în aplicarea strategiilor de tip *r* și *K* în funcție de tipul ecosistemului acvatic populat. În condițiile actuale, se observă totuși dominarea strategiei de tip *r* asupra celei de tip *K* (ecotipuri numeroase cu maturizare precoce a indivizilor, structură de vârstă redusă, ritm încetinit de creștere ș.a.) [11]. Fluctuațiile mari ale gradientilor de mediu fac nejustificată aplicarea strategiei de tip *K*. Maturizarea târzie și consumul cantității mari de energie pentru creșterea somatică conduce la micșorarea șanselor de transmitere a caracterelor ereditare generațiilor viitoare și, respectiv, de perpetuare a speciei [227]. De asemenea, la speciile superdominante de *biban* și *babușcă*, apariția ecomorfelor pitice de litoral urmează strategia detensionării concurenței cu ecofenele de adâncime [195]. Drept rezultat, ecofenele de litoral cu maturizare precoce lunecă ușor prin ochiurile plaselor pescărești, spre deosebire de cele de adâncime cu ritm rapid de creștere.

La speciile cu ciclul vital scurt, dimpotrivă, se intensifică fenomenul gigantismului în populații: *murgoiul-bălțat* – Belev și Manta ($L_{\max} = 11,5$ cm, $l_{\max} = 9,5$ cm și greutatea – 21,78 g), *oblețul* – în Ghidighici, Manta, Belev, Costești-Stânca ($L > 15,5$ cm și $P > 60$ g), *ghiborțul comun* – în lacul Dubăsari și Costești-Stânca, *ghiborțul-de-Dunăre* – în lacul Belev, *ghidrinul* ($L_{\max} = 7,3$ cm, $P_{\max} = 4,68$ g) și *ciobănașul* – în fl. Nistru ($L_{\max} = 17,5$ cm, $l_{\max} = 15,3$ cm și $P_{\max} = 60,06$ g) ș.a. [11, 12, 18, 19, 20]. Subminarea nivelului trofic al ihtiofagilor obligatori și al competitorilor puternici de talie mare contribuie la îmbunătățirea condițiilor de nutriție și de supraviețuire a taxonilor de talie mică [69, 196]. Fenomenul gigantismului este mai evident la speciile care manifestă un comportament teritorial bine pronunțat (*ghiborții*, *ghidrinul*, *speciile de guvizi*, *murgoiul-bălțat*, *soretele ș.a.*). Astfel, indivizii de dimensiuni mari pot deveni, cu timpul, și mai mari, prin limitarea continuă a accesului la hrană și reproducere a altor specimene din populație [97, 157].

Se consideră că structura populațională de sex la majoritatea speciilor de pești în condiții naturale este apropiată de raportul $1\text{♀}:1\text{♂}$, fiind optimală pentru asigurarea parametrilor productivi maximali [225, 226]. 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 avantajați indivizii mai mici de sex masculin [98]. Unele substanțe poluante

deversate în apă pot servi drept factori cauzatori în modificarea structurii populaționale de sex la pești. De exemplu, unele grupe de antibiotice și aditivi alimentari pot provoca procesul de feminizare populațională [225].

La nivelul mărimii populaționale, efectul poluantului se poate exprima în trei moduri: 1. scăderea numărului de indivizi din populație până la zero (cel mai grav efect); 2. numărul de indivizi poate scădea până la un anumit nivel și populația se poate menține în continuare la acest nivel dacă poluarea persistă; 3. creșterea mărimii unei populații în cazul dezvoltării rezistenței la toxicanți și eliminarea dușmanilor naturali [130]. Dacă poluarea ecosistemului este un fenomen tranzitoriu și de scurtă durată, ea poate fi urmată de procese de recuperare a efectivelor prin autoreproducere. În cazul când a avut loc o extincție locală a indivizilor dintr-o populație, restabilirea numerică poate avea loc prin procesele de imigrare. În toate cazurile, mărirea unei populații, în cele mai favorabile circumstanțe, nu poate crește la infinit, atingându-se în final faza de stabilizare. Acest nivel este cunoscut drept capacitate de suport, iar fiecare specie se caracterizează prin valori diferite ale capacității de suport [31].

Conform unor cercetări [72, 103, 161, 219], 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. Dacă condițiile de nutriție pentru pești într-un ecosistem acvatic s-au înrăutățit, atunci indivizii vor intra în perioada de iernare slăbiți, ceea ce îi va face vulnerabili primăvara.

Convențional, paraziții peștilor pot fi divizați în două grupe mari: ihtioparaziți rezistenți la poluările mediului ambiant și ihtioparaziți sensibili sau mai puțin rezistenți la diverse tipuri de poluare [72]. Ca bioindicatori, e firesc să fie utilizați taxonii din cea de-a doua grupă. Diverse studii ihtiopatologice au demonstrat că cea mai sensibilă grupă de ihtioparaziți sunt protozoarele, și anume: *ichtioftirisul*, *trihodinele*, *chilodinellele*, *apiosomele*, *trihofria*, *costia* ș.a., care atacă părțile exterioare ale corpului peștelui. La această grupă de ihtioparaziți sensibili se pot atribui și *girodactilidele*, *hirudineele*, *larvele de moluște (glohidiile)*, unele *crustacee* [103]. Cu toate acestea, în ecosistemele supuse sistematic poluărilor antropice, cum sunt lacurile de acumulare Ghidighici, Cuciurgan, Dubăsari, s-au semnalat grade înalte de extensivitate și intensivitate cu următorii agenți ai bolilor infecțioase și parazitare: *Saprolegnia* sp., *Achlya* sp., *Branchiomyces* sp., *Ichthyophthirius* sp., *Apiosoma* sp., *Chilodonella* sp., *Trichodinella* sp., *Myxobolus* sp.,

Sphaerospora sp., *Dactylogyrus* sp., *Gyrodactilus* sp., *Ligula* sp., *Digamma* sp., *Diplostomum* sp., *Posthodiplostomum* sp., *Botriocephalus* sp., *Eustrongilides* sp., *Piscicola* sau *Caspiobdella* sp., *Philometroides* sp., *Lernae* sp., *Argulus* sp., infecții bacteriene din genurile: *Aeromonas*, *Pseudomonas*, *Flexibacter* ș.a. (Figura A 3.16.) [20, 161].

Printre cei mai semnificativi factori care stimulează, în prezent, răspândirea ihtiozooantropocenozelor în condițiile Republicii Moldova, pot fi enumerați: 1. Eutrofizarea activă a ecosistemelor acvatice care conduce la majorarea efectivelor gazdelor finale, intermediare și complementare (crustacee planctonice, moluște, oligochete, pești, păsări ihtiofage ș.a.) (Figura A 3.13.); 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 [20, 161].

În condițiile ecologice actuale de intensificare a presiunii antropice și de schimbare climatică se, constată modificări substanțiale și la nivelul structurii ihtiocenozelor.

Semnificația fluctuațiilor temporale și spațiale la scară mică ale ponderii speciilor indicatoare este dificil de interpretat dacă nu se dispune de date obținute în urma unor studii de lungă durată care să indice domeniile lor de variație naturală. Astfel, un tablou ihtiofaunistic similar din punct de vedere structural și ponderal, constatat în momente de timp diferite, poate fi apreciat ca unul deplorabil cu două sute de ani în urmă, spre exemplu, sau ca un indicator de îmbunătățire esențială a stării ihtiocenozei în perioada actuală. De aceea, studiul surselor științifice din diferite perioade istorice conține, desigur, anumite note de subiectivism în ceea ce privește abordarea intensității fenomenelor și a proceselor urmărite.

Structura „speciilor nucleu” pentru un anumit tip de ecosistem (de exemplu, pentru fl. Nistru) – *mreana comună*, *morunașul*, *scobarul*, *zborișul*, *ocheana*, *cleanul*, *sturionii*, *sabița* ș.a.), permite reconstituirea istoricului condițiilor de mediu și evidențierea factorilor limitativi. Astfel, 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 crioфи, au fost afectate și populațiile speciilor stenobionte lacustre și palustre, precum: *caracuda*, *linul*, *țigănușul*, *țiparul*, 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: *oblețul*, *boarța*, *bibanul*, *babușca*, *batca*; alogene invazive, precum: *carasul argintiu*, *murgoiul-bălțat*, *soretele*,

moșul-de-Amur, și interveniente oportuniste, precum: *stronghilul*, *ciobănașul*, *mocănașul*, *moaca-de-brădiș*, *guvidul-de-baltă*, *undreaua*, *osarul*, *ghidrinul*, *aterina-mică-pontică*, *gingirica* ș.a. (Figura A 6.1. – A 6.4.).

Stresul chimic se exprimă, de obicei, prin înlocuirea speciilor mai competitive, dar mai sensibile, cu cele mai tolerante. În unele cazuri, poate apărea o adevărată înflorire a speciilor oportuniste de talie mică care, în mod normal, sunt excluse sau sunt marginalizate prin competiție și prădătorism. O poluare acută cu efect letal conduce la dispariția totală a speciilor, indiferent de stadiul succesional al ecosistemului, iar ulterior are loc o instaurare a speciilor de pionierat toxicorezistente [31].

Conform Directivei Cadru a Apelor, în baza stării structural-funcționale a faunei piscicole se pot evidenția cinci categorii ale calității ecosistemice [276]. În Tabelul 1.3, sunt expuse principiile de determinare și atribuire, cu unele completări specifice particularităților ihtiofaunistice ale Republicii Moldova [20] (Tabelul 1.3.).

Tab. 1.3. Categoriile de clasificare a calității ecosistemelor acvatice în baza faunei piscicole conform Directivei Cadru a Apelor (cu unele completări)

Stare foarte bună	Compoziția speciilor și abundența corespunde în totalitate sau aproape în totalitate cu condițiile nemodificate constatate până la începutul secolul XVIII. Sunt prezente în cantități optime speciile migratoare și semimigratoare de talie mare și medie (<i>sturgeonii</i> , <i>păstrăvul-de-mare</i> , <i>vârezebul</i> , <i>sabița</i> , <i>morunașul</i> , <i>alosele</i>), inclusiv cele locale stenobionte limnofile și reofile, sensibile la perturbări antropice. Structura de vârstă a populațiilor speciilor de talie mare este bine echilibrată, cu o pondere optimă a grupelor superioare de vârstă. Continuitatea grupelor de vârstă indică condiții de reproducere favorabile și stabile în timp și spațiu. Creșterile individuale pot demonstra unele semne de stagnare din cauza concurenței aprige inter- și intraspecifice.
Stare bună	Se constată reducerea nesemnificativă a compoziției și abundenței speciilor accesorii stenobionte de pești. Nivelurile trofice în ihtiocenoză sunt bine reprezentate. Se majorează ușor abundența speciilor oportuniste euritope de pești și apar semne de micșorare a ponderii speciilor stenobionte limnofile (<i>linul</i> , <i>caracuda</i> , <i>figănușul</i> ș.a.) și a celor tipice reofile (<i>beldița</i> , <i>păstrăvul indigen</i> , <i>lipanul</i> , <i>boișteanul</i> , <i>grindul</i> ș.a.). Diversitatea și abundența speciilor migratoare și semimigratoare de pești nu este afectată semnificativ, dar în structura de vârstă apar dereglări minore.
Stare moderată	Se constată reducerea diversității ihtiofaunistice autohtone până la 30% față de cea inițială. Crește substanțial ponderea speciilor oportuniste euribionte. Diversitatea și ponderea speciilor migratoare și semimigratoare suferă modificări negative accentuate. În structura de vârstă a speciilor de talie mare se constată reducerea grupelor superioare de vârstă și micșorarea efectivelor celorlalte grupe. Crește abundența speciilor cu ciclul vital scurt.
Stare nesatisfăcătoare	Se constată reducerea diversității ihtiofaunistice autohtone cu 30%, iar a biomasei cu 50% față de starea inițială. Speciile migratoare și semimigratoare practic dispar, iar în structura ihtiocenotică domină câțiva taxoni alogeni, indigeni sau intervenienți, cu ciclul vital scurt și mediu și cu valență ecologică largă. La speciile de talie mare și medie, grupele superioare de vârstă sunt decimate, iar cele rămase sunt reprezentate intermitent. La nivel intrapopulațional, crește ponderea ecotipurilor cu ritm lent de creștere. În structura ihtiocenotică se constată dominarea speciilor cu reproducere porționată și perioadă reproductivă lungă. În structura trofică o însemnătate mare au speciile polifage cu o flexibilitate trofică accentuată. Nivelul răpitorilor este reprezentat cu precădere de speciile ihtiofage facultative (de exemplu <i>bibanul</i> , <i>cleanul</i> , <i>guvidul-de-baltă</i>).

Stare rea	Ihtiocenoza este reprezentată din câteva specii toxicorezistente (<i>babușca, carasul argintiu, unele zvârlugi, moșul-de-Amur ș.a.</i>) cu efective joase și cu un grad înalt de patologii morfo-funcționale. Procesele producțional-destrucționale din ecosistem sunt puternic afectate. În cazuri excepționale, are loc pieirea tuturor hidrobionților din ecosistem și digresia ihtiocenozei.
--------------	--

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 [194, 244, 249, 294].

Un avantaj important de aplicare a Indicelui 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) [294]. 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) (Tabelul A 4.1.) [30]. Trebuie menționat că puținele relații intrabiocenotice stabilite în râurile mici și în sectoarele superioare ale râurilor medii și mari devin irepetabile și neînlocuibile atât funcțional, cât și structural în comparație cu ecosistemele mari, care găzduiesc o diversitate specifică superioară, unde fiecare legătură intrabiocenotică este dublată și multiplu asigurată, păstrând un potențial mult mai mare de menținere a stării homeostatice. Având în vedere specificul regional al ihtiofaunei, presiunile exercitate asupra ecosistemelor și ihtiocenzelor, precum și particularitățile de reacție la aceste amenințări, s-a încercat pentru prima dată adaptarea și aprecierea indicelui IBI în mod separat pentru hidrobiotopurile lotice și lentiche în condițiile Republicii Moldova [20] (Tabelul A 4.2.; Tabelul A 4.3.). Rezultatele multianuale au permis evidențierea stărilor de calitate a principalelor ecosisteme acvatice din Republica Moldova (Tabelul 1.4.).

Tab. 1.4. Atribuirea claselor de bonitate ecologică unor ecosisteme acvatice din Republica Moldova în baza valorilor IBI

Tipul de ecosistem	Ecosistemul	Punctele acumulate și Clasa de Integritate Biotică		Categorია de calitate în corespondere cu Directiva Cadru privind Apa (2000/60 EC)	
Lotic	r. Prut	28	Mijlocie	III	Moderată
	fl. Nistru	22	Săracă	IV	Slabă
	r. Bâc	12	Foarte Săracă	V	Proastă
Lentic	l.a. Dubăsari	24	Săracă	IV	Slabă
	l. a. Costești-Stânca	34	Mijlocie	III	Moderată

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 [30].

Concluzii la Capitolul 1

Diversitatea ihtiofaunistică din Republica Moldova este influențată, în mare măsură, de factorul antropic și de modificările climatice, fiind caracterizată prin următoarele particularități distinctive:

1. Majorarea "artificială" a valorii diversității specifice pe contul proceselor active de autoexpansiune și translocare piscicolă.
2. Reducerea diversității speciilor native de pești valoroase economic și proliferarea speciilor cu ciclul vital scurt și mediu de talie mică.
3. Creșterea ponderii în ihtiocenoză a speciilor interveniente de pești cu efect de pontizare și mediteranizare ihtiofaunistică.
4. Conform aspectului reproductiv, se constată prosperarea gildei ecologice a speciilor fitofile și polifile cu reproducere porționată și cu perioadă extinsă de depunere a icrelor, iar conform particularităților trofice, sunt avantajate speciile polifage oportuniste.

2. MATERIALE ȘI METODE DE INVESTIGAȚIE

2.1. Ecosistemele acvatice investigate

Cercetările științifice au fost efectuate pe parcursul anilor 2004–2019 în Laboratorul Ihtiologie și Acvacultură al Institutului de Zoologie al MECC în cadrul proiectelor naționale 06.411.014A; 10.08.079F; 11.817.08.15A; 11.819.08.04A, 15.817.02.27A și internaționale MIS ETC 1150, MIS ETC 1676, BSB 27, BSB 165.

Pentru realizarea obiectivelor, investigațiile științifice au fost efectuate în următoarele ecosisteme acvatice: 1. albia fl. Nistru (limitele teritoriale ale Republicii Moldova: Naslavcea-Palanca); 2. l.a. Dubăsari; 3. afluenții de dreapta ai fl. Nistru: r. Răut (cu afluenții Copăceanca, Căinari, Cubolta, Ciuluc), r. Ichel, r. Bâc, r. Botna; 4. albia r. Prut (limitele teritoriale ale Republicii Moldova: Criva-Giurgiulești); 5. Lacul de baraj Costești-Stânca; 6. Afluenții de stânga ai r. Prut: Vilia, Lopatnic, Racovăț, Ciuhur, Camenca, Sarata, Thigheci, Larga; 7. Lacul Beleu și bălțile Manta; 8. Râurile mici situate în teritoriul interfluvial Nistru-Prut – Ialpuș, Lunga, Cahul, Cogâlnic.

Caracteristica succintă a principalelor ecosisteme acvatice naturale din țară.

Relieful republicii cuprinde extremitatea de sud-vest a Câmpiei Europei de Est, teritoriul fiind înclinat de la nord-vest spre sud-est, fapt ce a determinat direcția generală a cursului apelor, altitudinea lui medie fiind de aproximativ 150 m deasupra nivelului mării. Cele mai multe râuri și râulețe se întâlnesc în partea de nord a republicii, acestea reprezentând afluenții fluviilor Prut și Nistru, mai puține – în partea de sud și sud-est, apele cărora sunt recoltate atât de Prut și Nistru, cât și de râurile ce se varsă direct în Dunăre și în Marea Neagră. În partea de nord, unde precipitațiile atmosferice sunt mai bogate și mai frecvente, râurile au un debit mai mare, în comparație cu cele din sud, unde precipitațiile sunt mai sărace și rare [22].

Rețeaua hidrografică a Republicii Moldova cuprinde 3621 râuri și pâraie (inclusiv 7 – cu lungimea de peste 100 km, iar alte 247 – peste 10 km). Lungimea sumară a râurilor depășește 16000 km. Cele mai mari râuri care mărginesc hotarul Republicii Moldova sunt fl. Dunărea (cu ieșire lângă s. Giurgiulești), fl. Nistru și r. Prut. Fluviul Nistru, bazinul hidrografic al căruia acoperă 57% din teritoriul țării, cu un debit anual de circa 10 km^3 , marchează pe o porțiune de 657 km frontiera dintre Republica Moldova și Ucraina. Râul Prut (afluent al Dunării), bazinul căruia constituie 24% din teritoriu, cu debitul anual de circa $2,4 \text{ km}^3$ marchează hotarul între Republica Moldova și România pe o porțiune de 695 km. În afară de acestea, pe teritoriul țării există 3532 de lacuri și iazuri cu o suprafață totală de 333 km^2 . Printre ele predomină cele mici, cu suprafața de cca $0,2 \text{ km}^2$. Cele mai mari lacuri naturale sunt situate pe cursul de jos al r. Prut (Beleu, bălțile Manta), iar cele mai mari lacuri de acumulare antropizate sunt Costești-Stânca (735 mln.m^3) – pe r. Prut și Dubăsari ($485,5 \text{ mln.m}^3$) – pe fl. Nistru [22, 57].

Fluviul Nistru face parte din cele mai importante nouă cursuri de apă din Europa. Își ia începutul în partea de nord a munților Carpați, având izvorul situat în nord-vestul pantei muntelui Rozluci, din preajma satului Volcie, și se revarsă prin limanul Nistrului în Marea Neagră, la 35 km spre sud-vest de orașul Odessa. Lungimea fluviului este de 1362 km, iar suprafața bazinului hidrografic este de 72100 km², inclusiv în limitele Republicii Moldova – 657 km și 19000 km² [22]. În perioada actuală, această arteră acvatică este puternic afectată de factorul antropic. Primul impact major asupra fluviului a avut loc la mijlocul secolului al XX-lea, când în 1956 a început să funcționeze hidrocentrala electrică Dubăsari. Lungimea lacului de acumulare constituie 128 km, lățimea – de la 200 până la 1800 m, suprafața acvatoriului 6570 ha, adâncimea medie – 7,19 m. Caracteristicile structurale și funcționale ale lacului, potențialul și producția sa piscicolă sunt reflectate în lucrările Institutului de Zoologie [52, 53, 58, 89, 90, 94, 104]. Ecosistemul face parte din categoria celor înalt productive [119, 133]. Următorul impact negativ semnificativ a fost îndiguirea antiivitură a malurilor în aval de barajul Dubăsari. În consecință, au fost pierdute suprafețe imense de luncă inundabilă de peste 40 de mii ha boiști de importanță strategică pentru speciile fitofile de pești [57, 104]. O altă lovitură suferită de Nistru a avut loc la sfârșitul secolului XX, în 1982, la Novodnestrovsk, regiunea Cernăuți din Ucraina, unde a început să funcționeze a doua stație hidroelectrică. Lungimea lacului de baraj apărut în mod artificial constituie 214 km, lățimea – de la 200 până la 3750 m, adâncimea de la 3 până la 56 m. În urma punerii în funcțiune a nodurilor hidrotehnice existente (Novodnestrovsk-GES1, Naslavcea –GES2 și primul agregat al CHEAP), starea ecologică a fl. Nistru s-a înrăutățit și mai mult. Factorii determinanți fiind fluctuațiile diurne bruște ale nivelului apei (până la 1,5 m, timp de 10–20 minute), debitul insuficient, dezechilibrul regimului: termic, chimic și hidrobiologic [57, 58, 64].

În limitele Republicii Moldova **râul Prut** este următorul ca mărime. Își ia începutul din Carpații Păduroși ai Ucrainei (muntele Goverla) și se varsă în Dunăre. Are o lungime totală de 967 km, dintre care primii 211 km se află pe teritoriul Ucrainei și 695 pe teritoriul limitrof România-Republica Moldova. Albia râului este șerpuitoare, ramificată, cu multe insule, bare aluvionare, ostroave, vaduri, praguri. Patul este neregulat, cu nisip, prundiș sau mâl, la grinduri – pietriș bolovănos [22]. În limitele țării noastre, este divizat de barajul lacului de acumulare Costești-Stânca în sectoarele: mijlociu (s. Criva – s. Costești) și inferior (în aval de l.a. Costești-Stânca până la confluența cu fl. Dunărea) [57]. Valoarea comunitară a zonei de confluență cu fl. Dunărea, în care intră și lacul Belev, a fost recunoscută la nivel internațional, fiind prima zonă Ramsar desemnată la noi (Nr. 1029 din 20.06.2000 „Lacurile Prutului de Jos”).

Lacurile naturale, conform locului de formare, se împart în: lacuri de câmpie, lacuri de luncă și lacuri de țărm. Dintre cele de câmpie s-au păstrat foarte puține, astfel de lacuri se găsesc

în sudul Basarabiei (regiunea Odessa, Ucraina): Catlabug, Sofian, Chitai ș.a. Mai numeroase au fost lacurile de luncă, de pe cursurile inferioare ale Prutului și Nistrului, care au fost secate însă în mare parte prin anii 60–70 ai secolului XX, în scopul obținerii de noi terenuri agricole. Din salba lacustră de odinioară drept reminiscențe ne-au rămas lacurile Beleu, Rotundu, Dracile (din lunca Prutului), Iezerul, Tudora (de pe valea Nistrului), precum și multe bălți și iezere de pe aceleași văi.

S-a constatat că procesul de colmatare a lacului natural Beleu până în anii 1935–1938 aproape că nu era exprimat, deoarece lacul se alimenta cu apă doar în perioada inundațiilor, apa intrând contra scurgerii r. Prut prin intermediul gârlilor Rotaru și Năvodului. În acele vremuri, nivelul maxim al apei din lac era de 7–8 metri, iar pe suprafața apei pluteau adevărate ”insule” numite plauri, ce serveau ca loc de refugiu și adăpost pentru nenumărate specii de păsări și pești [45]. După construcția gârlei Manolescu (aproximativ în anii 1938-1944) procesele de colmatare a lacului brusc s-au intensificat, iar în prezent, în majoritatea perioadelor anului, adâncimile ating rareori un metru.

Lacul de acumulare Costești-Stânca a fost format în 1978 pe cursul mijlociu al r. Prut, la kilometrul 576 de la confluența cu fl. Dunărea. Lungimea este de 70 km, suprafața de 5900 ha, adâncimea medie de 12,5 m [22, 57]. Construcția lacului de acumulare Costești-Stânca a provocat ruperea conectivității longitudinale a râului, cauzând consecințe deosebit de dăunătoare, în primul rând, asupra echilibrului hidromorfologic al râului, dar și asupra habitatelor acvatice și funcțiilor ecologice ale acestor. Conform acordului interguvernamental semnat între România și Republica Moldova, debitul minim (așa-numitul debit ecologic) în aval de hidrocentrală nu trebuie să fie mai mic de 25 m³/s.

Numărul total al râurilor mici și pâraie cu debit permanent sau temporar în limitele hotarelor Republicii Moldova este de 3085. Dintre acestea, 9 au lungimea peste 100 km, iar 247 – mai mult de 10 km. Lungimea totală a acestor cursuri de apă este de 6800 km. Cei mai mari afluenți ai fl. Nistru sunt Răut, Ichel, Bâc și Botna. Suprafața bazinelor de recepție a acestora alcătuiește 7760 km², respectiv 2020 km² și 1540 km², iar lungimea lor este de 286 km, 155 km și, respectiv, 152 km. Cele mai mari râuri tributare ale Prutului sunt Ciuhur, Răcovăț, Camenca, Delia, Lăpușna, Sărata. Suprafața bazinelor de recepție a acestora este egală cu 724, respectiv, 1230, 483 și 706 km². Dintre râurile care se varsă în limanurile dunărene, cel mai mare este Ialpugul, având o suprafață a bazinului de recepție de 3180 km² [22].

Construirea lacurilor de acumulare și a iazurilor pe albia râurilor mici din Moldova a început în secolele XIV–XV, dar s-a dezvoltat foarte mult în secolul XX, după al Doilea Război Mondial. În anii 1962-1964 au fost construite 8 lacuri de acumulare, dintre acestea cele mai mari fiind lacul Ghidighici (Vatra) pe r. Bâc, lacurile Ulmu, Costești și Răzeni pe r. Botna. În anii

1964-1985, în medie în fiecare an se construiau câte două-trei lacuri de acumulare. După calculele aproximative, în prezent se numără cca trei mii de iazuri și 126 de lacuri de acumulare[57], în realitate, însă, numărul lor este mult mai mare de cinci mii.

2.2. Metode ihtiologice de cercetare

Examinarea parametrilor biometrici și determinarea apartenenței specifice

Colectarea materialului ihtiologic s-a efectuat în cadrul a 109 deplasări în teren. Au fost colectate și supuse analizelor: sinecologice – 29361 exemplare; demecologice (structurilor populaționale) – 2445 exemplare de pești; ritmului de creștere *Bertalanffy* – 1680 exemplare de pești; histologice – 312 exemplare de pești.

Studiile ihtiologice reflectate în lucrare s-au efectuat folosind metodele clasice în condiții de teren și laborator [42, 44, 112, 128, 91, 131, 138, 155, 183, 187, 191, 206, 228, 244, 250, 258]. Pentru capturarea peștelui, s-a utilizat o gamă variată de unelte: plasele staționare cu latura ochiului 14 mm×14 mm – 100 mm×100 mm, năvodul și volocul (lungimea 5 m și 20 m), vintire, plasa Corri ș.a. Datele obținute au fost prelucrate statistic, utilizând programele STATISTICA 6,0 și Excel – 2007.

Identificarea speciilor de pești s-a efectuat utilizând determinatoarele de specialitate [44, 71, 91, 131, 173, 175, 176, 181, 250, 280].

În condiții de teren, peștii au fost prelucrați biometric prin: stabilirea lungimii totale a corpului (L), lungimii standard (l) și înălțimii (h); determinarea greutateii corpului în întregime (P) și fără viscere (p); determinarea masei gonadelor. Ultimele două măsurări s-au efectuat pentru a stabili prolificitatea absolută și relativă. Concomitent, s-au colectat solzii și otolitele pentru determinarea vârstei, s-a analizat structura de sex, stadiul de dezvoltare a produselor sexuale, particularitățile de ovogeneză și spermatogeneză ș.a. Fotografiera preparatelor s-a efectuat cu utilizarea microscopului cu interferență contrast-difraciv Olympus™ BX51 (DIC), dotat cu cameră digitală.

În investigațiile ihtiologice s-au folosit următorii **indici și coeficienți biometrici**:

- **coeficientul de îngrășare** (Fulton)

$$Ig = \frac{g}{l^3} * 100 \quad (2.1)$$

- **sporul de creștere absolută**

$$G_2 - g_1 \quad (2.2)$$

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

$$IU = \frac{\text{Greutatea conținutului intestinal } (g)}{\text{Greutatea peștelui eviscerat } (g)} * 10\,000 \quad (2.3)$$

- **stadiile de maturare a ovarelor și testiculelor** (Tabelul A 5.1.)
- **prolificitatea absolută** (individuală), reprezentând cantitatea de icre din ovarele peștilor.
- **prolificitatea relativă**, reprezentând numărul de icre ce revin la o unitate de greutate a peștelui.
- **raportul gonosomatic (Rgs) sau indicele gonadosomatic (IGS)** are la bază corelația dintre greutatea ovarelor și greutatea corpului femelei și se calculează după relația:

$$Rgs = \frac{Go}{g} * 100 \quad (2.4)$$

Go - greutatea ovarelor;
g - greutatea peștelui;

- **pentru caracterizarea creșterii diferitelor specii de pești** s-a folosit funcția *Bertalanffy*. Calcularea parametrilor de creștere k și t_0 poate fi efectuată prin fixarea prealabilă a valorii lui l_∞ ca valoare de intrare [42]. Această metodă se utilizează mai mult pentru speciile cu ciclul vital scurt, când valorile empirice gravimetrice maximele 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) [280]. În lucrarea de față, a fost aplicată relația *Ford-Walford* [228] 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 maximele.

Astfel, lungimea peștelui de vârstă t va constitui:

$$l_t = l_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (2.5)$$

respectiv, masa corpului peștelui:

$$w_t = w_\infty (1 - e^{-k(t-t_0)})^3 \quad (2.6)$$

unde:

$l(t)$ – lungimea standard a peștelui la vârstă t ;
 $w(t)$ – masa corpului peștelui la vârstă t ;
 l_∞ – lungimea teoretică maximală a peștelui;
 w_∞ – masa teoretică maximală a peștelui, g;
 k – constanta de creștere;
 t_0 – vârstă 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 [228]:

$$a = \bar{y} - b\bar{x} \quad (2.7)$$

$$b = \frac{n \sum xy - \sum x \sum y}{n \sum x^2 - (\sum x)^2} \quad (2.8)$$

- determinarea corelației între lungimea și masa corpului

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

$$w = a \cdot l^b \quad (2.9)$$

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:

$$r_{xy} = \frac{n \sum xy - (\sum x)(\sum y)}{\sqrt{[n \sum x^2 - (\sum x)^2][n \sum y^2 - (\sum y)^2]}} \quad (2.10)$$

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 alometrii negative (cu favorizarea creșterii în lungime).

Corelația lungime-greutate se poate exprima sub formă logaritmică:

$$\lg w = a + b \cdot \lg l \quad (2.11)$$

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/bazine acvatice (condiții ecologice diferite), sau între populațiile diferitelor specii din același bazin 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 [47]. Aceste limite se calculează prin formula:

$$LC = b \pm t\alpha \sqrt{\frac{S^2}{n}} \quad (2.12)$$

unde:

b - coeficient exponențial;

S^2 – varianța;

n – numărul de exemplare analizate;

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

La analiza valorilor cantitative a comunităților piscicole, precum biomasa – B(kg/ha) și densitatea numerică – ρ (exp./ha) s-a folosit metoda suprafețelor de probă cu utilizarea coeficienților necesari de corecție [138, 155]. Pentru calcularea parametrilor-cheie utilizați în descrierea dinamicii stocului și a pierderilor, s-au folosit indicii de mortalitate [42, 138, 211, 228, 258]. Astfel, pierderile numerice ale unui stoc se datorează cauzelor naturale (mortalitatea naturală – M) și celor prin pescuit (F), iar suma lor constituie mortalitatea totală (Z). Mortalitatea naturală (M) reprezintă pierderile suferite de stoc, datorate cauzelor naturale: vârsta, lipsa hranei, efectul răpitorilor, boli, calamități naturale, dar și antropice, precum poluarea. Se calculează după formula empirică a lui Pauly, 1984:

- **Mortalitatea naturală (M)**

$$\ln(M) = -0.0152 - 0.279 \ln(l_{\infty}) + 0.6543 \ln(k) + 0.463 \ln(T^{\circ}C) \quad (2.13)$$

$$\ln(M) = -0.2107 - 0.0824 \ln(W_{\infty}) + 0.6757 \ln(k) + 0.4687 \ln(T^{\circ}C) \quad (2.14)$$

$$M = 0,8 \times e^{(-0.0152 - 0.279 \ln(l_{\infty}) + 0.6543 \ln(k) + 0.463 \ln(T^{\circ}C))}, T_{anuală} \approx 13,2^{\circ}C \quad (2.2.15)$$

$$e = 2,718$$

- **Mortalitatea totală (Z)**

$$Z = k \frac{l_{\infty} - l_{med.}}{l_{med.} - t} \quad (2.16)$$

unde:

Z - rata mortalității totale;

k - coeficientul de creștere Bertalanffy;

l_{∞} - lungimea fiziologică maximală (evaluată la creșterea Bertalanffy);

$l_{med.}$ - lungimea medie a peștelui în deplină exploatare (calculată din lungimile unde captura este maximală);

t - lungimea medie calculată în baza indivizilor de lungime l_{med} și mai mari.

- **Rata mortalității prin pescuit (F) rezultă din formula generală:**

$$Z = M + F \quad (2.17)$$

După ce se calculează valorile lui M și Z rezultă:

$$F = Z - M \quad (2.18)$$

Dacă valoarea coeficientului prin pescuit (F) întrece semnificativ valoarea coeficientului mortalității naturale (M), atunci capturile practic nu se majorează, în schimb, scade greutatea individuală a exemplarelor capturate, se reduce rapid efectivul reproducătorilor și scade calitatea lor. În așa fel, coeficientul prin pescuit a speciilor cu ciclul vital mediu și lung nu trebuie să întrecă valoarea coeficientului mortalității naturale [138, 149, 228].

- **Rata de exploatare (E)** este obținută din relația:

$$E = \frac{F}{Z} = \frac{F}{F+M} \quad (2.19)$$

În funcție de valorile ratei de exploatare, se apreciază starea stocurilor: supraexploatare (când $E > 0,5$), exploatare normală (când $E = 0,5$), subexploatare ($E < 0,5$).

2.3 Metode ecologice de cercetare

Unul dintre obiectivele principale în lucrare este fundamentarea unei direcții ihtiologice noi prin integrarea armonioasă a studiilor sinecologice. Astfel, pentru a descifra relațiile stabilite între diferite specii în cadrul ecosistemului, ierarhiile ce se consolidează în cadrul ihtiocenozelor, s-a folosit un ansamblu de metode matematice cunoscute sub denumirea generică de **analiză sinecologică** [5, 29, 34, 47, 54, 170, 251]. 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).

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.

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:

$$Ar = \frac{n}{N} 100 \quad (2.20)$$

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

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

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 *plătici* și 100 de *ghidri*.

- *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 [47].

De asemenea, frecvența (F) poate fi exprimată prin *CONSTANȚĂ* (C), care arată continuitatea apariției unei specii într-un biotop dat și importanța ei la realizarea structurii biocenozelor.

Constanța se estimează după relația:

$$C = \frac{p}{P} 100 \quad (2.21)$$

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 [5]. Astfel, speciile pot fi împărțite în **caracteristice, preferențiale, întâmplătoare și ubicviste (indiferente)** [5, 47].

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.

Se calculează conform relației:

$$W = \frac{C_A \cdot D_A \cdot 100}{10000} \quad (2.22)$$

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

W1	< 0,1%,	W4	5,1 - 10%,
W2	0,1 - 1%,	W5	>10%.
W3	1,1 - 5%,		

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 aceluiași 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:

$$S = \frac{2c}{a+b} * 100 \quad (2.23)$$

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 Sørensen 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 [47].

- *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:

$$q = \frac{c}{a+b-c} 100 \quad (2.24)$$

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 dendogramă, 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:

$$H(S) = -k \sum_{i=1}^S p_i \cdot \lg p_i \quad (2.25)$$

$$p_i = \frac{N_i}{N} \quad (2.26)$$

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 biocenozelor, deoarece speciile devenite rare joacă, de obicei, 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 [68].

- *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:

$$e = \frac{S'}{S} \text{ sau } e = \frac{H(S)}{S} \quad (2.27)$$

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):

$$I_s = \sum p_i^2 \quad (2.28)$$

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.

Concluzii la capitolul 2

1. Identificarea speciilor de pești s-a efectuat utilizând determinatoarele de specialitate.
2. Materialul ihtiologic colectat a fost prelucrat metric, meristic, histologic și cantitativ.
3. Pentru caracterizarea creșterilor individuale, s-a folosit funcția Bertalanffy.
4. Pentru calcularea parametrilor-cheie utilizați în descrierea aspectului dinamicii stocului, s-au folosit indicii de mortalitate multianuală (M , F , Z).
5. Pentru a descifra relațiile stabilite între diferite specii în cadrul ecosistemului, ierarhiile ce se stabilesc în cadrul ihtiocenozelor, s-a apelat la **analiza sinecologică**, utilizându-se două categorii de indici ecologici: **analitici** (A , D , F , C) și **sintetici** (W , S , q , H_s , I_s , e ,).

3. STAREA IHTIOFAUNEI PRINCIPALELOR ECOSISTEME ACVATICE NATURALE DIN REPUBLICA MOLDOVA

3.1. Geneza ihtiofaunei din regiunea Ponto-Caspică

Actualmente orice activitate de management al bioconservării la nivel macroregional a devenit de neconceput fără dezvoltarea studiilor paleoecologice. Interesul pentru o astfel de abordare se bazează, în primul rând, pe determinarea stărilor de referință și a variabilității ecosistemelor naturale (informație deosebit de importantă în procesul de biomonitoring și bioindicație), cât și în scopul relevării mecanismelor și căilor principale în răspândirea speciilor. Astfel, înțelegerea proceselor istorice de răspândire a speciilor creează posibilitatea aprecierii gradului de transformare structural-funcțională a biocenozelor actuale, și implicit, pronosticarea impactului speciilor invazive în condițiile schimbărilor climatice.

Studii importante privind geneza complexelor ihtiofaunistice au fost efectuate de către academicianul Petru Bănărescu care, cu câteva decenii în urmă, a demonstrat că provincia ponto-caspică este considerată cea mai bogată în numărul de specii de pești dulcicoli din cele nouă provincii delimitate a subregiunii mediteraneene, cuprinzând numeroși taxoni endemici din familiile: *Cyprinidae*, *Cobitidae*, *Percidae*, *Gobiidae* ș.a. Din Districtul Ponto-Caspic de Nord pot fi menționate următoarele specii endemice: *Abramis sapa*, *Gobio sarmaticus*, *Romanogobio belingi*, *Sander volgense*, *Pelecus cultratus*. *Zingel zingel* și *Umbra krameri* sunt endemice în fl. Dunărea și fl. Nistru; *Zingel streber* – în Dunăre și Vardar; *Percarina demidoffi* și *Gymnocephalus acerina* – în Nistru, Nipru, Don și Kuban; *Romanichthys valsanicola*, *Hucho hucho*, *Romanogobio vladkovy*, *Romanogobio antipai*, *Gobio uranoscopus*, *Cobitis elongatoides*, *Sabanejewia bulgarica*, *Gymnocephalus schraetser* și *Gymnocephalus baloni* în Dunăre. Un interes conservativ deosebit prezintă speciile indigene cu areale reduse ca *Petroleuciscus borhystenicus* (circumpontoegeică), *Rutilus frisii* (circumpontocaspică), *Alburnus sarmaticus* și *Acipenser nudiiventris* (ponto-caspo-aralică) [2].

Rezultatele obținute recent cu privire la modelul de ”îmbogățire” a bazinelor hidrografice din Europa cu specii endemice de pești au condus la delimitarea a șapte regiuni biogeografice [320]. În compoziția comunităților de pești, familia *Cyprinidae* domină în mod majoritar, atingând 51,9% din numărul total de specii (121 sp. din 233 sp.). Această familie este considerată drept cea mai numeroasă familie în specii de apă dulce, fiind larg distribuită pe tot globul pământesc, în special în Eurasia, în America de Nord și în Africa [164, 280, 320]. În mod tradițional, Asia de Est și mai ales Asia de Sud-Est (la sud-est de Platoul Tibetan) sunt privite ca centre de origine și de răspândire ulterioară a ord. *Cypriniformes*, în timp ce Asia de Sud-Vest, Siberia, Europa și Nordul America – ca zone de colonizare secundară [2, 164]. După familia

ciprinidelor, urmează alte 4 familii, reprezentate de mai mult de 10 specii, cu câte 4,3% – *Cobitidae*, *Gobiidae*, *Salmonidae* și *Percidae*; 10 familii conțin de la 2 până la 9 specii, respectiv cu câte 0,9–3,9% – *Acipenseridae*, *Clupeidae*, *Petromyzontidae*, *Balitoridae*, *Cottidae*, *Gasterosteidae*, *Cyprinodontidae*, *Atherinidae*, *Siluridae* și *Valenciidae*. În cele din urmă, 6 familii au fost reprezentate de o singură specie, adică 0,4% – *Anguillidae* (*Anguilla anguilla*), *Bleniidae* (*Salaria fluviatilis*), *Esocidae* (*Esox lucius*), *Gadidae* (*Lota lota*), *Osmeridae* (*Osmerus eperlanus*) și *Umbridae* (*Umbra krameri*). S-a constatat că cea mai mare diversitate a speciilor indigene de pești se găsește doar în două regiuni biogeografice: Central Peri-Mediteraneeană (110 specii) și Ponto-Caspică Europeană (98 specii), ele servind ca adevărate ”zone hotspots ale biodiversității”. Patru specii – *A. anguilla*, *T. tinca*, *G. aculeatus* și *S. trutta*, au fost identificate în toate regiunile biogeografice. Endemitele regiunii Ponto-Caspice Europene sunt reprezentate, în special, de genurile *Neogobius* (4 sp.), *Romanogobio* (4 sp.), *Sabanejewia* (3 sp.), *Acipenser* (4 sp.) și *Alosa* (3 sp.) [320].

Conform unor estimări, în prezent, în râurile bazinului hidrografic Pontic, viețuiesc în jur de 215 sp. și subspecii de pești (comparativ cu 143 specii identificate în râurile bazinului Caspic). Investigațiile efectuate în baza indicelui de similitudine ecologică au constatat că sectoarele inferioare ale Nistrului, Bugului și Niprului sunt foarte originale sub aspectul bogăției taxonomice, fiind probabil centre importante în procesele de speciație și de autoexpansiune ihtiofaunistică [136].

Nucleul structurii taxonomice din bazinul hidrografic Ponto-Caspic este format din speciile de pești aparținând complexelor ihtiofaunistice: ponto-caspic de apă dulce (*plătica*, *ocheana*, *batca*, *șalăul*, *șalăul-vărgat*, *cosacul*, *avatul*, *oblețul*, *cleanul*, *scobarul*, *sabița*, *fufa*, *beldița*, *cega*, *fusarul*, *pietrarul*, *zborișul ș.a.*) și boreal-de-șes (*știuca*, *caracuda*, *carasul-argintiu*, *boarța*, *babușca*, *vărezubul*, *cernușca*, *văduvița*, *cleanul-mic*, *cleanul*, *fufa*, *sp. de porcușori*, *linul*, *bibanul*, *ghiborțul comun*, *țișănușul*, *anghila*, *sabița ș.a.*). Într-un număr mai mic sunt reprezentate speciile care au supraviețuit din terțiarul superior (*sturionii*, *crapul european*, *mreana comună*, *somnul*, *sp. de zvârlugi*, *țiparul*). Se constată însă, tendința avansării continue a taxonilor din complexul ihtiofaunistic ponto-caspic marin (*gingirica*, *speciile de guvizi*, *osarul*) și mediteraneean (*undreaua*, *aterina*). Cele mai puține specii se regăsesc în complexele arctic de apă dulce (*mihalțul*, *ghidrinul*) și boreal premontan (*păstrăvul indigen*, *lipanul*, *grindelul*, *zglăvoaca*, *boișteanul*) (Tab. A 2.2.) [104, 167, 230].

După unele estimări, speciile endemice ale complexului ihtiofaunistic ponto-caspic ating o pondere de 41,3%, iar bazinul fl. Dunărea este considerat cel mai bogat din punct de vedere ihtiofaunistic dintre toate bazinele hidrografice ale regiunii Ponto-Caspice, având în jur de 150 taxoni piscicoli, dintre care 11 sunt endemici [136].

La nivel global, istoria climatică a erei cainozoice (65–0,01 milioane de ani) cunoaște o influență îndelungată a regimului glaciatic (acesta resimțindu-se cel mai mult de la sfârșitul epocii miocenului), cu numeroase perturbări geomorfologice în perioada neogenă (23,8–5,3 milioane de ani) [156, 196] (Figura A. 6.1.). Acest fapt a determinat micșorarea treptată a temperaturii oceanului planetar, de la paleocen spre oligocen. Apogeul a fost atins în epoca pleistocenă (2,5–0,01 milioane de ani în urmă), răcirea climei remarcându-se prin câteva glaciațiuni majore. Ultima mare perioadă glaciatică a început cu 115 mii ani în urmă, având un mare impact în modelarea formei de astăzi a continentului eurasiatic [156]. Drept rezultat al acestor modificări majore, s-a redus semnificativ diversitatea ihtiofaunistică continentală, inclusiv cea regională (apogeul fiind atins în miocen), taxonii supraviețuitori din complexele terțiarului superior și borealului-de-șes refugiindu-se în direcția sudică (ciprinidele – *crapul*, *caracuda*, *boarța*, *porcușorii*, *babușca*, *sp. de mreană*, *speciile de clean*, *zvârlugile*, *țiparul*; esocidele – *știuca*; siluridele – *somnul*; acipenseridele – *sp. de sturioni* și percidele – *șalăul*, *șalăul-vărgat*, *bibanul*, *ghiborțul ș.a.*) [143, 196, 230]. În perioada postglaciatică, speciile criofile de pești au început să se retragă și să dispară la granițele sudice ale arealelor, pe când taxonii termofili și euritermi au expansionat din nou în direcția nordică, lărgindu-și semnificativ zonele de răspândire, proces care continuă și până în prezent.

Există foarte puține date științifice cu privire la etapele formării ihtiofaunei de pe teritoriul Europei de azi până la începutul perioadei neogenice (23,8 milioane de ani în urmă) [164]. Se cunoaște doar faptul că ihtiofauna de apă dulce a început să se formeze activ în a doua jumătate a perioadei paleogenului (38 milioane de ani în urmă). Unele grupe taxonomice ca *acipenseridele* și *clupeiformele* trec cu succes din Cretacic în Paleogen. Majoritatea reprezentanților ihtiofaunei dulcicole în acele timpuri făceau parte din grupa celor răpitoare. Din cauza regimului nefavorabil al oxigenului în biotopuri (în special în bălți), până în momentul de față nu se cunoaște nici un taxon caracteristic zonei bentonice [230].

Începutul oligocenului (33,1 milioane de ani în urmă) se caracterizează prin modificarea rapidă a reliefului scoarței terestre, exprimată prin ridicarea de pretutindeni a uscatului, prin formarea munților și, respectiv, a bazinelor ecosistemelor riverane. Ihtiofauna de apă dulce în această perioadă cunoaște o tranziție fermă de la cea paleogenă (caracteristică bălților și lacurilor), la cea neogenă reostagnantă, marcată de dominarea speciilor de ciprinide [156, 164, 230].

În epoca oligocenului apar majoritatea reprezentanților din familiile *Cyprinidae*, *Percidae* și *Esocidae* [143]. La sfârșitul oligocenului, ciprinidele au atins o poziție dominantă din punct de vedere ponderal și o diversitate taxonomică maximală în miocen (23,8–5,3 milioane ani în urmă) [132]. Deja de la mijlocul epocii miocenului plăcile tectonice și continentele ocupă o poziție

asemănătoare celei de azi. Se conturează megalacul salmastricol Marea Sarmatică (ce a existat între 14–10 milioane ani în urmă), recepționând apele marilor fluvii: Dunărea, Niprul, Donul, Volga și Uralul [143], iar teritoriul situat între Nistru și Prut în prima jumătate a sarmațianului era în întregime acoperit de apele marine [104].

Astfel, fauna sarmatică (Ponto-Caspică) provine, ca și cea mediteraneeană, din vechea faună a Oceanului Tethys, la care s-au adăugat câteva elemente nordice, iar semnele originii comune se pot observa chiar și până în prezent [2]. Unele specii de apă sărată, care s-au izolat spațial în rezultatul formării Mării Sarmatice, au dispărut, nereușind să se adapteze la procesul de ”îndulcire”, iar o altă parte, care au supraviețuit, au dat naștere formelor migratoare și semimigratoare de *clupeide*, *percide*, *anguilide* ș.a [156]. Printre reprezentanții caracteristici ai acestei ihtiofaune, menționăm: 3 specii de acipenseride – *Acipenser stellatus*, *Acipenser gueldenstaedti*, *Huso huso*; guvizii din genurile *Babka*, *Ponticola*, *Mesogobius*, *Proterorhinus*, *Benthophilus*, *Caspiosoma*, *Knipowitchia*; signatidele – *Sygnatus nigrolineatus*; osarul – *Pungitius platygaster*; clupeidele din genurile *Clupeonella* și *Alosa* [2]. O particularitate ihtiofaunistică importantă, care trebuie menționată, este demararea procesului activ de invazie a percidelor de origine marină/estuarică în ecosistemele acvatice dulcicole, proces care poate fi sesizat chiar și în zilele noastre. [11, 196, 230].

În miocenul timpuriu spațiul situat între fl. Nistru și r. Prut reprezenta o zonă de șes de altitudine joasă, care spre sud periodic se inunda de apele Mării [104]. Conform materialelor osteologice colectate din regiunea de sud a Ucrainei, care aparțin miocenului târziu, s-au identificat 44 specii de pești osoși, ce fac parte din 24 genuri, 8 familii și 4 ordine: *Cypriniformes*, *Siluriformes*, *Esociformes*, *Perciformes*. Lista unificată enumeră următoarele entități taxonomice: **Fam. Cyprinidae** – *Leuciscus* sp. 1, *Leuciscus* sp. 2, *Leuciscus* sp. 3, *Squalius* cf. *cephalus*, *Idus* aff. *idus*, *Rutilus* cf. *rutilus*, *Rutilus* *frisii*, *Rutilus* cf. *frisii*, *Rutilus robustus*, *Rutilus* sp., *Scardinius haueri*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Scardinius* cf. *erythrophthalmus*, *Scardinius ponticus*, *Scardinius* sp., *Chondrostoma* sp., *Aspius* sp., *Alburnus* cf. *alburnus*, *Abramis* sp., *Blicca* sp., *Pelecus* sp., *Gobio* sp., *Luciobarbus* sp., *Barbinae* indet., *Palaeocarassius* sp., *Carassius* sp., *Tinca* sp.; **Fam. Cobitidae** – *Cobitis* sp.; **Fam. Siluridae** – *Silurus* cf. *glanis*, *Silurus* sp. 1, *Silurus* sp. 2.; **Fam. Esocidae**: *Esox lucius*, *Esox* cf. *lucius*, *Esox* sp.; **Fam. Percidae** – *Sander lucioperca*, *Sander* cf. *lucioperca*, *Sander* cf. *zaissanicus*, *Perca* sp., *Percidae* gen. indet.; **Fam. Moronidae** – *Morone nobilis*; **Fam. Sciaenidae** – *Genyonemus* sp.; **Fam. Gobiidae** – *Gobius dorsorostralis*, *Gobius* sp. 1, *Gobius* sp. 2, *Gobius* sp. 3 [132].

Cunoscându-se ecologia acestor taxoni, devine posibilă reconstrucția condițiilor abiotice de pe teritoriul dat, care demonstrează o diversitate mare de habitate tipice atât speciilor reofile de apă dulce (din genurile *Leuciscus*, *Squalius*, *Chondrostoma*, *Luciobarbus*, *Barbus*), speciilor

limnofile din bălți și lacuri (din genurile *Scardinius*, *Palaeocarassius*, *Carassius*, *Tinca*), cât și speciilor de apă sărată (din genurile *Morone*, *Genyonemus*, *Gobius*) sau limanice (cele mixohaline euritope). Printre taxonii eudominanți (genurile la care ponderea resturilor osoase este mai mare de 10%), menționăm: *Rutilus*, *Scardinius*, *Luciobarbus*, *Palaeocarassius* și *Silurus*, reprezentanții dominanți făcând parte din genurile *Leuciscus*, *Squalius*, *Idus*, *Chondrostoma*, *Abramis*, *Pelecus*, *Carassius*, *Esox*, *Perca* și *Gobius*. În probele osteologice din perioada pontică a neogenului (7,1–5,4 milioane de ani în urmă) n-au fost identificați unii reprezentanți caracteristici sarmațianului târziu (11,0–9,88 milioane de ani), precum: *Leuciscus*, *Squalius*, *Aspius*, *Carassius*, *Rhodeus*, *Perca*, și celor din în meotis (9,88–7,1 milioane de ani în urmă), precum: *Alburnus*, *Pelecus*, *Gobio* și *Cobitis*. Taxonii eudominanți sunt: *Scardinius*, *Abramis*, *Luciobarbus*, *Tinca*, *Esox*, *Sander*, iar cei dominanți – *Rutilus*, *Chondrostoma*, *Blicca*, *Silurus* [132].

În așa fel, pe baza speciilor identificate, se poate deduce că, la sfârșitul epocii miocenului, a avut loc tendința de aridizare a climei și regresia ecosistemului sarmatic marin, iar podișul aluvial format în urma activităților erozionale și acumulative era străbătut de numeroase râuri. Este uimitor faptul că procesul de progresie biologică a *ciprinidelor*, *percidelor* și *esocidelor* decurge în paralel cu avansarea angiospermelor și retragerea gimnospermelor în lumea vegetală [230]. Dimensiunile actuale ale Mării Negre și Azov se conturează în perioada meotisiului timpuriu (cca 9 milioane de ani în urmă) [156, 164].

Pe parcursul perioadei cuaternare (1,8–0,01 milioane de ani în urmă), teritoriul bazinului Ponto-Caspic a fost supus variațiilor semnificative, atât din punct de vedere climatic, cât și geologic. În urma acestor procese geologice, s-au ridicat zonele precarpatice de est, iar Marea Neagră a regresat treptat. Ridicarea uscatului a condiționat majorarea vitezei de curgere a râurilor și micșorarea numărului de lacuri și bălți, iar concomitent cu răcirea climei s-a facilitat avansarea speciilor criofile și a celor caracteristice altitudinilor mai înalte. În râuri a crescut ponderea speciilor de pești iubitoare de apă rece, precum: *păstrăvul indigen*, *lipanul*, *loștița*, *boișteanul*, *mihalțul*, *zglăvoacele ș.a.* [143]. În așa fel, cuaternarul, care cuprinde o succesiune bogată în perioade glaciare alternate cu cele de încălzire temporară, a condus la o restructurare adâncă a ihtiofaunei de pe întreg teritoriul european. În aceste condiții, principalele specii care au supraviețuit sunt considerate cele caracteristice bazinului dunărean din perioada anterioară glaciațiunilor. Originea lor derivă din miocen (faza "Lagoului Mare"), când a avut loc prima etapă de expansiune a ciprinidelor (și altor specii) din Asia Centrală până în Estul și în Centrul Europei. Astfel, structura specifică relativ săracă a ciprinidelor din partea superioară a Europei, decimată în perioada glaciară, este rezultatul recolonizării treptate cu pești de origine dunăreană în perioada interglaciară și perioadele post-glaciare. Acest fapt explică de ce din cele șapte

regiuni principale definite, cea Centrală (54 sp.), cea Occidentală (52 sp.) și cea Europeană de Nord (42 sp.) sunt caracterizate de o bogăție redusă de specii native, în timp ce regiunea Ponto-Caspică Europeană este caracterizată de o diversitate ihtiofaunistică mult mai înaltă (98 sp.). Bogăția mare a speciilor de pești din regiunea Ponto-Caspică Europeană ar putea fi, de asemenea, strâns legată de procesul de oligosalinizare a Paratethysului care a permis, în special numeroaselor specii marine, posibilitatea de adaptare treptată la condițiile de îndulcire a apei [320].

Epoca holocenului este, în general, marcată de creșterea temperaturilor la nivel planetar și demararea procesului încălzirii globale. În urma topirii continue a ghețarilor și a retragerii lor spre nord, au apărut lacurile glaciare și numeroase acumulări mai mici de apă în câmpii, lunci și în apropierea țărmurilor [156], iar prin intermediul acestora s-a facilitat răspândirea peștilor din complexe ihtiofaunistice nordice: boreal premontan (*chișcarul*, *lipanul*, *grindelul*, *zglăvoacele*, *boișteanul ș.a.*) și arctic de apă dulce (*coregonidele*, *salmonidele*, *gadidele ș.a.*). Ulterior, în urma transgresiilor hidroarctice, pe fundalul încălzirii de mai departe a climei, acvatoriile formate au fost populate treptat din direcția sudică de către speciile relict din complexe terțiar-de-sud, boreal-de-șes, asiatic montan și ponto-caspic de apă dulce (*plătica*, *scobarul*, *batca*, *roșioara*, *sabița*, *avatul*, *linul*, *oblețul*, *beldița*, *fufa ș.a.*) [143]. Sub aspect taxonomic, grupa dominantă în epoca holocenului continuă să rămână cipriniformele, care dețin supremația până în prezent, atât calitativ, cât și cantitativ [164]. Trebuie menționat că, în această perioadă, grație variațiilor mari ale regimurilor termic, salin și hidrologic în bazinul Mărilor Neagră și Caspică s-au creat premise favorabile de interschimb între ecosistemele acvatice învecinate pentru reprezentanții ihtiofaunei de apă dulce și sărată. Totuși, în pofida îmbogățirii reciproce cu specii, condițiile ecologice în noile teritorii nu s-au dovedit a fi în afara limitelor capacităților individuale adaptive, prin urmare, n-au putut demara procese active de speciație sau de extincție în masă [196].

Primele semne de influență antropică asupra ihtiofaunei de apă dulce au apărut la sfârșitul paleoliticului, iar la începutul neoliticului sunt deja utilizate primele unelte specializate pentru pescuit, precum cele de înțepare ca ostia, jupuitorul, cârligele primitive din oase de pește ș.a. [141, 160]. Spre sfârșitul secolului XX, se poate evidenția un alt tip de influență globală majoră datorată, în mare parte, activității antropice, ce se exprimă prin înțepirea cataclismelor naturale, fragmentarea ecosistemelor, poluări accentuate și, desigur, prin translocarea speciilor alogene de pești [313, 319]. Din cauza fragmentărilor active ale albiilor marilor fluvii, s-au creat condiții favorabile de răspândire a speciilor interveniente de origine limano-deltaică în toate fluviile bazinului Ponto-Caspic [196].

Probe arheologice precum cochiliile de scoici, oasele de pești și picturile din peșteri arată că resursele de hrană din mediul acvatic au fost întotdeauna importante pentru omenire. Acolo unde sunt constatate așezări străvechi permanente, acestea sunt cu desăvârșire asociate cu pescuitul ca sursă majoră de hrană [55, 141, 160]. Printre osemintele și solzii de pește de lângă așezămintele triburilor primitive tripolice situate pe malurile râurilor și lacurilor din bazinele Nistrului, Niprului și Bugului-de-Sud, o pondere semnificativă aveau: *vârezubul*, speciile de sturioni (*nisetrul*, *morunul*, *păstruga*, *cega*), *somnul*, *știuca*, *crapul sălbatic*, *plătica*, *șalăul ș.a.*, dimensiunile acestora variind în majoritatea cazurilor, între 55 cm și 70 cm [96, 129, 231]. De exemplu, lungimea standard reconstituită a *vârezubului* (specie endemică a bazinului pontic) după probele datate din perioada eneolitică (trei mii de ani î.e.n.) și colectate de pe malurile fl. Nistru, relevă un diapazon al lungimilor (l) de la 50 cm la 75 cm (L respectiv 60–85 cm), ceea ce depășește cu mult media din perioada contemporană [143]. Acest taxon semimigrator se prindea în cantități mari până în sectorul superior al fl. Nistru, unde formele de primăvară și de toamnă se ridicau activ spre boiști. Ponderea rămășițelor *vârezubului* din colecțiile paleontologice față de alte specii de ciprinide atinge 85,2% – după numărul de oase și 83,5% – după numărul total de oase și solzi [96]. Trebuie menționată și abundența mare a fragmentelor de sturioni din cadrul așezămintelor umane situate în sectorul inferior al fl. Nistru care, în unele probe, puteau atinge o pondere de peste 50% [231]. Oricât de ciudat ar părea, cel mai frecvent în nutriția oamenilor figurau speciile de baltă și cele din zonele inundabile, precum: *știuca*, *crapul*, *linul*, *somnul*, *plătica ș.a.*. Aceste specii erau întotdeauna accesibile, viețuind în micile acumulări de apă din apropierea așezămintelor omenești. Dimensiunile reconstituite ale *crapului european* variaua între 50–85 cm, iar ale *somnului european* între 160–180 cm [96, 129].

În spațiul românesc, primele atestări documentate privind numărul mare de ape bogate în pești valoroși, aparțin poetului Ovidiu, care încheia poemul *Halieutica* cu versurile „...și tu în ape străine slăvit *Acipenser*”; în afară de aceasta, se știe că la mesele regilor Burebista și Decebal se serveau fripturi de sturioni și uriașe castroane cu icre negre [49]. Se poate constata că dimensiunile speciilor capturate le întreceau cu mult cele din perioada actuală. Analiza ritmurilor de creștere după structurile osoase, relevă însă un ritm de creștere mai lent decât în perioada contemporană (cu excepția *bibanului* și a *știucii*), aceasta fiind o consecință firească a concurenței trofice aprige în condiții de densități înalte și, posibil, a perioadelor vegetative mai scurte din acele timpuri [143].

Astfel, din diverse surse istorice se cunoaște că ihtiofauna de pe teritoriul actual al Republicii Moldova până la începutul secolului XVIII era puțin influențată de factorii antropici, cel mai mare impact indirect constând în modificarea structurii landşaftului pe suprafețe limitate. Peștele era mai ușor pescuit dacă nivelul apei din bălți se micșora prin săparea unui canal

transversal malului. Aceste operațiuni se realizau periodic, odată la trei-cinci ani, și necesitau volume mari de muncă.

Există unele surse istorice care mărturisesc că în secolele X–XIX, peștele era cam rar utilizat în alimentația populației băștinașe, folosit mai mult, după cum zice o vorbă veche din țărani, ”pentru a îndulci hrana”. Grație ciobănitului dezvoltat, se consuma în special brânza, cașul, pastrama sărată și afumată. În pofida acestui fapt, în perioada creștinismului, ”dezlegările” cu pește la masa de post au determinat, într-o măsură considerabilă dezvoltarea pescuitului și a pisciculturii tradiționale [55].

Cât privește rezervele de pește din Delta Dunării după secolul XIII, în 1585, un călător francez, De Fourquevaulus, sublinia bogăția lor încă imensă: ”La gurile acestui mare fluviu se prinde o mare cantitate de sturion, așa de mari totuși, încât fiecare încarcă un catâr, de aceea, cu toate că sunt excelenți la gust, nu-i pescuiesc în număr atât de mare decât pentru a-i spinteca și a scoate din ei icrele din care fac caviarul și icrele tescuite mult căutate în Grecia și în țările ortodoxe din cauza posturilor, în care timp nu pot mânca nimic cu sânge”. Deja în 1835, un alt francez, angajat de guvernatorul Novorosiei și Basarabiei, Voronțov M.S., menționa că ”beluga a devenit mult mai rară în fl. Nistru și se găsește acum mai mult în Dunăre, iar caviarul este exportat în Italia și Franța, unde este foarte apreciat. În schimb, abundă încă ”osetri” (se au în vedere *nistrul rusesc* și ”rudele” sale mai mici – *păstruga* și *cega*) [55].

În ceea ce privește limanul nistrean, Zăsiuc A.V. (1862) menționează în secolul XIX că, peștele care intra din Mare primăvara (*sp. de chefal, sturionii, cambula-pontică, scrumbia-de-Dunăre, rizeafca ș.a.*) era capturat cu ajutorul plaselor și năvoadelor direct în liman, iar toamna, odată cu răcirea apei, se îngrădeau căile de retragere prin gârlele săpate de pescari, de unde acesta n-avea nicio scăpare. Pe parcursul anului, erau oficial comercializate aproximativ 5000 kg de *nisetri*, 8500 kg de *moruni*, 3500 kg de *păstrugă*, 24600 kg de *crap sălbatic*, 57400 kg de *scrumbie-de-Dunăre* și *rizeafcă*, *sp. de chefal* – peste 1000000 bucăți [110]. În liman, până la mijlocul secolului XX, în cantități mari se pescuia *percarina pontică* – în anii 1945–1950, capturile industriale indicau 119,8 tone.

Ponderea sturionilor migratori în fl. Nistru la începutul secolului XX, după datele expuse de Iaroșenco M.F. (1957), erau reprezentați de: *morun* (42% din captura totală de sturioni), urmat de *păstrugă* (35,5%), cel mai rar fiind *nistrul rusesc*. *Cega* potamadromă în unii ani avea o pondere de 37% din capturile totale de sturioni [232]. În limitele țării, sturionii se întâlneau pe întreg cursul fl. Nistru și al r. Prut. De exemplu, *păstruga* se poate deplasa la distanțe de zeci de kilometri, *nistrul* – sute de kilometri, pe când *morunul* poate străbate peste o mie de kilometri spre locurile de reproducere [1, 2].

Conform investigațiilor efectuate de Snighiriov S.M. (2011), în ihtiocenoza Nistrului au fost stabilite următoarele modificări negative: 1. s-a redus aproape de 1,5 diversitatea ihtiofaunistică autohtonă; 2. s-a diminuat de trei ori diversitatea speciilor de pești cu statut de raritate; 3. s-a micșorat semnificativ ponderea speciilor reofile, litofile și psamofile de pești deopotrivă cu ascensiunea reprezentanților ghildelor euritope limnoreofile; 4. s-a majorat de 3,5 ori cantitatea speciilor alogene și 5. s-a micșorat de două-trei ori valoarea capturilor industriale [197].

Pe hărțile topografice vechi, râul Prut poartă denumirea de Părăuta, cuvânt derivat din străvechea denumire scitică Porata. În scrierile sale, Herodot folosește, pentru a denumi această apă, toponimele Porat și Pyretus, ambele cuvinte însemnând „râu bogat în ape, în valuri”. Dimitrie Cantemir, amintește în 1716, în *Descriptio Moldavie*, că râul Prut „are apa cea mai ușoară și cea mai sănătoasă dintre toate pe care le cunosc, cu toate că este cam tulbure din pricina nisipului pe care îl aduce cu ea” [28].

Atât Dunărea, Siretul, cât și Prutul se umpleau de mâl după ce ghețurile se spărgeau în vremea revărsărilor de primăvara. În apa învolburată gălbui-cenușie, pluteau copaci cu rădăcini smulse, tufișuri și ierburi. Acesta era timpul când se înălțau pragurile sau bancurile de adâncime. La capetele lor, în prelungiri, se formau ”dorucuri”, niște adunături de nisip periculoase pentru navigație, dar loc de adăpost pentru ”pescii” mari cu icre negre [55].

Exportul peștelui din bălțile Prutului nu era atât de dezvoltat ca cel din fl. Nistru și Dunărea, capturile fiind orientate spre consumul local. Se considera că carnea peștelui din aceste locuri este de o calitate mai joasă din cauza mълului ce-i determina gustul specific de baltă [110]. Din aceste considerente, evidența oficială a capturilor nu se prea făcea, însă bogăția resurselor piscicole din această zonă poate fi confirmată de datele pescuitului industrial de la începutul secolului XX. În anii '30-'40, doar în lacul Belev și în bălțile Manta, se extrăgeau oficial până la 900 de tone de pește anual (în comparație cu cele 350 de tone din lunca Nistru inferior), acestea fiind renumite prin rezervele mari de *crap european*, *somn*, *știucă*, *plătică*, *șalău*, *avat ș.a.* Pentru a se putea pescui în bălțile Dunării și Prutului inferior, se cerea cunoașterea bună a ”apelor” (a locurilor). Iarna, după îngheț, începea pescuitul cel mare cu năvoadele în bălțile adânci, pe sub gheață, care ținea până în perioada dezghețului. La sfârșitul lui februarie și începutul lui martie, avea loc ”bătaia” *știucii* pe sub gheață. După dezgheț, urma pescuitul cu vintirele. În luna mai, pescuitul era interzis în vederea reproducerii naturale. Se permitea doar în Dunăre: setci pentru *scrumbii* și pripoane pentru *somn* (cu cârlige mari și țipari-nadă, aduși în bidoane/butoiașe) [299]. Când apele începeau să se retragă prin iunie sau chiar în iulie, se făceau ”închisorile”. La început de august, erau „atacate” japșele și ghiolurile, care aveau adâncimi mai mici, pentru a asigura peștele necesar în postul Sfintei Marii. De la mijlocul lui august, când

vremea se mai răcorește, începea pescuitul mare și sistematic al bălților cu plasele mari, care gonesc peștele și-l adună. Speriat de năvoade, peștele se retrăgea în stuful de la marginea bălților, unde era vânat cu ave și vintire, dar, dacă apa era scăzută și nu putea ajunge la stuf, se refugia în gârlele mari și adânci, fiind pescuit cu prostovoale. Când apele Dunării începeau să scadă, nivelul apei din albia Prutului inferior cobora cu mult mai repede decât cel din lacul Belev și bălțile Manta, și atunci curentul în gârlele de scurgere creștea. Era momentul când se așeza leasa și începea primul pescuit mare. Simultan, se scoteau pletele, se spălau și se uscau pe pomostele. Un al doilea pescuit mare avea loc toamna, gârlele fiind închise cu un gard sterp. În timpul retragerii mai timpurii a apelor, consemnează Grigore Antipa, se vâna cu hodoagele și cu ostiile [1]. La enumerarea speciilor de pești din baltă, cel mai des este pomenit *crapul*. Pescuitul lui deseori se practica cu ajutorul cucului. Cucul reprezenta un oval mare făcut din fier, cu diametrul de vreo doi metri. De el era prinsă o plasă conică, iar de partea cealaltă – niște vergele care se continuau cu o prăjină de lemn [55].

Ramura pisciculturii a apărut ca o necesitate firească pentru societatea umană aflată în expansiune numerică și transformare socială profundă. Cât privește originea pisciculturii în Europa, se presupune că datează din Epoca Romană și este în legătură cu propagarea creștinismului, comunitățile monahale având un rol important în dezvoltarea ei. Primele mențiuni documentare privind existența heleșteilor pe teritoriul Carpato-Danubiano-Pontic datează din anul 1169, în Transilvania, 1247, în Muntenia și 1421, în Moldova. Primele crescătorii de pește au fost "iazul ", care derivă din slavul "jazu" (mic baraj ce acumulează apa cu dublu scop: păstrarea peștilor și acționarea morilor), "râmnicul", care derivă din slavul "rabnic" (apa cu pește) și "heleșteul", provenind din maghiarul "halasto" (lac cu pește). Obiectul principal al pisciculturii medievale îl constituia *crapul*, mai puțin celelalte specii, precum: *știuca*, *somnul*, *linul*, *plătica*, *văduvița*, *cega*, *șalăul* și *caracuda* [277, 305].

Astfel, în baza surselor științifice disponibile [1, 2, 55, 71, 76, 96, 101, 104, 110, 125, 129, 188, 189, 220, 231, 232, 234, 262, 275, 285, 321] și propriilor investigații, s-a putut reconstitui **tabloul ihtiofaunistic succesional** de pe teritoriul Republicii Moldova din ultimele două secole (Figurile A 6.2. – A 6.5.).

3.2. Ihtiofauna fluviului Nistru

Sub aspect succesional, diversitatea ihtiofaunistică a fl. Nistru demonstrează valori fluctuante, în unele surse științifice figurând până la 130 specii, în majoritate catalogând de la 46 la 94 de taxoni [11, 20, 23, 41, 58, 71, 74, 77, 88, 104, 125, 146, 173, 181, 222, 232].

Investigațiile efectuate în fl. Nistru pe parcursul anilor 2006-2019 au scos în evidență 76 taxoni, făcând parte din 11 ordine și 18 familii (Figura 3.1., Tabelul A 7.1.). Din numărul

speciilor identificate 14 specii de pești sunt incluse în Cartea Roșie a Republicii Moldova (ed. III), la grupa speciilor de pești cu potențial economic putem atribui 22 specii iar din grupa celor alogene și interveniente constatăm 24 de taxoni (Tabelul A 7.1.).

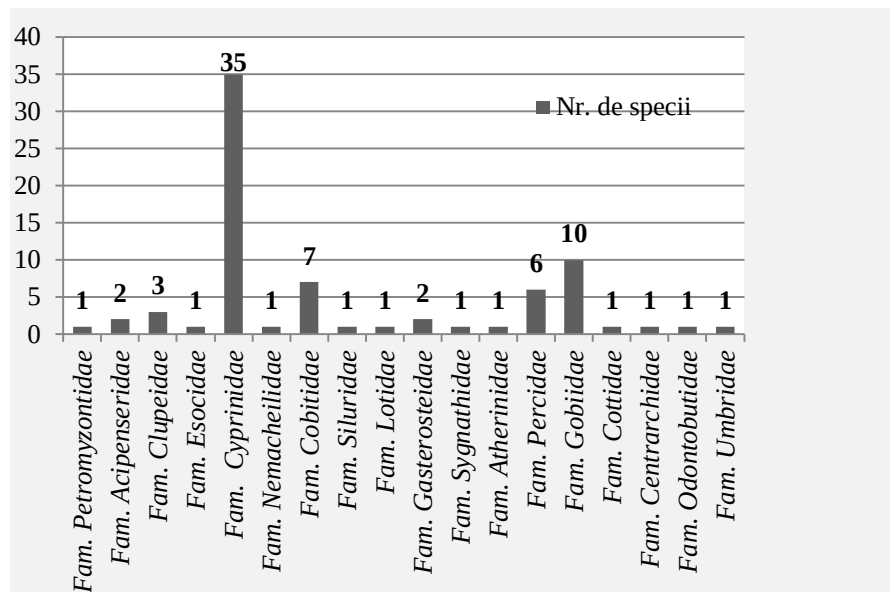


Fig. 3.1. Componenta ihtiofaunei fl. Nistru în anii 2005-2019 (limitele teritoriale ale Republicii Moldova)

Analiza datelor cu privire la diversitatea ihtiofaunistică sub aspect temporal, indică faptul că valoarea numerică a speciilor din ecosistemul fl. Nistru nu suferă modificări substanțiale, însă nu și sub aspect calitativ, diversitatea taxonomică fiind, în mare parte, menținută în mod artificial prin procese active de translocare antropogenă și prin autoexpansiune de noi specii (Figura 3.2., Tabelul A 7.1.).

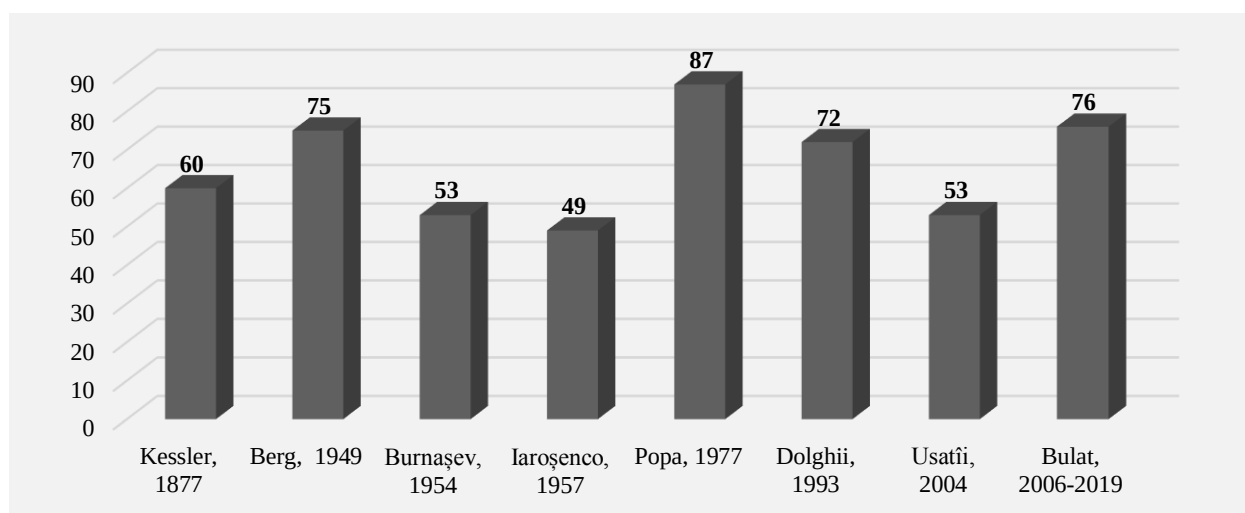


Fig. 3.2. Diversitatea taxonomică a peștilor din fl. Nistru (limitele Republicii Moldova) sub aspect succesional

Diversitatea ihtiofaunistică mai mare a fl. Nistru în comparație cu r. Prut se datorează, în primul rând, diversității mai mari de zone piscicole, cuprinzând ihtiofauna caracteristică sectoarelor: muntoase, premuntoase, colinare, de șes și de liman [104]. Astfel, până la

fragmentarea și regularizarea albiei fl. Nistru se puteau evidenția cinci tipuri de habitate majore cu specii reprezentative de pești: 1. *Zona cleanului mic, boișteanului, zglăvoacei, beldiței, lipanului și păstrăvului indigen*; 2. *Zona scobarului, mreței, morunașului, cleanului și răspărului*; 3. *Zona plăticii, crapului, somnului avatului și bătcii*; 4. *Zona speciilor caracteristice suprafețelor inundabile (crapul, linul, caracuda, Țiparul, roșioara)*; 5. *Zona speciilor de liman*.

În prezent, suprafețele luncilor inundabile cu speciile tipice de baltă practic au dispărut, zona speciilor reofil-criofile a fost, de asemenea, supusă alterării în rezultatul proceselor active de colmatare. În schimb, a apărut o zonă ecologică nouă – zona speciilor tipice lacurilor de acumulare, iar în amonte s-a extins semnificativ zona piscicolă a speciilor limanice. Actualmente, în fl. Nistru (în limitele Republicii Moldova), în condițiile intensificării presiunii antropice, putem constata patru tipuri de habitate majore cu specii și asociații caracteristice (Figura A 7.1.): 1. *Zona ghidrinului crioofil* (sectorul Naslavcea – Otaci); 2. *Zona oblețului, boarței, guvizilor și zvârlugilor* (albia ambelor sectoare); 3. *Zona carasului argintiu, oblețului, babuștei, bibanului și undrelei* (l.a. Dubăsari); 4. *Zona speciilor limanice cu ciclul vital scurt* (tronsonul proximal limanului Nistrean):

De asemenea, dacă analizăm dinamica pescuitului industrial în fl. Nistru, în limitele teritoriale ale Republicii Moldova, constatăm o micșorare substanțială a capturilor, de la 350 de tone la sfârșitul anilor '40 ai secolului XX, până la 10–15 tone la începutul secolului XXI (Figura A 7.3.).

Activitățile de fragmentare a albiei fl. Nistru au condus la apariția ecosistemului lentic – lacul de acumulare Dubăsari și, respectiv, micșorarea numărului de specii în zona lacului, de la 52 taxoni în a. 1951 [234], până la 40 taxoni în actualul studiu (Figura 3.3., Tabelul A 7.2.).

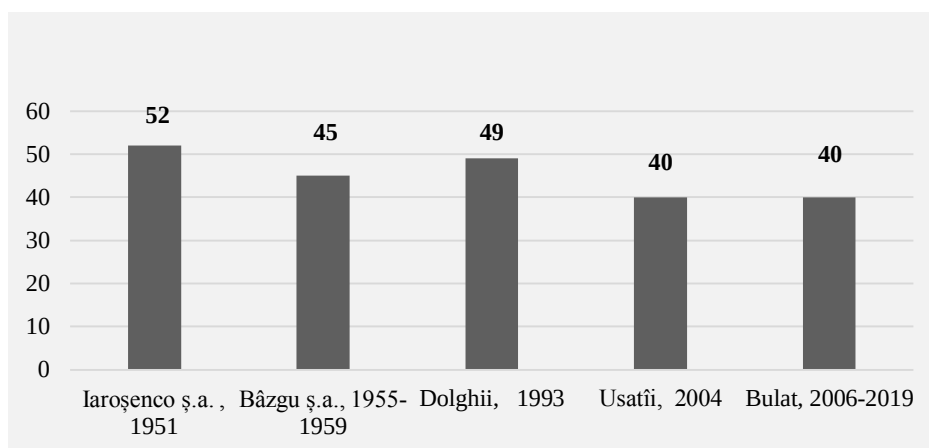


Fig. 3.3. Diversitatea taxonomică a peștilor din lacul de acumulare Dubăsari sub aspect succesional

În prezent, dintre speciile de importanță semnificativă în pescuirile amatoristice și industriale ponderea maximă în capturi le dețin: *babușca, bibanul, plătica și carasul argintiu*

(Figura A 7.4.). Cu frecvență mai joasă, în anumite perioade și pe alocuri, pot fi abundente: *știuca*, *crapul de cultură*, *avatul*, *șalăul*, *somnul*, *roșioara* și *ciprinidele asiatice introducente*. Dintre speciile de talie mică, supremația numerică o dețin *oblețul*, *undreaua*, *boarța*, *ciobănașul*, *mocănașul*, *moaca-de-brădiș*, *guvidul-de-baltă*, *zvârlugile* ș.a. [11, 58]. După inundațiile majore din 2008 și 2010, în l.a. Dubăsari și în sectoarele de albie s-a observat decolmatarea pe suprafețe mari a substraturilor reproductive tari, constatându-se procesul de reofilizare a faunei piscicole, cu majorarea ponderii speciilor litofile și psamofile de pești, precum: *cleanul*, *cleanul-mic*, *avatul*, *vârezubul*, *scobarul*, *mreana comună*, *morunașul* ș.a. [20]. Ghilda menționată depinde într-o măsură mai mică de durata și de intensitatea inundării substraturilor reproductive, boiștile situându-se permanent în albia fluviului, iar în perioada de reproducere ele evită zonele inundabile care, în prezent, sunt afectate în mod deosebit de pescuitul ilicit.

În urma analizei comparative sub aspect succesional a indicilor ecologici ai speciilor de pești din lacul de acumulare Dubăsari, se poate constata următorul tablou ihtiofaunistic (Tabelul A 7.3.) [11, 20]:

- Valorile cantitative ale speciei alogene *carasul argintiu* sunt într-o continuă creștere, demonstrând un potențial adaptiv de excepție (proliferarea ecotipului cu ritm lent de creștere) (Ar (aa. 1955-1959) – 0,14%, Ar (aa.1980-1985) – 6,57%, Ar (aa. 2006-2014) – 7,02%, Ar (aa. 2015-2019) – 8,75 %).
- Din capturi au dispărut reprezentanții migratori și semimigratori ca *sturionii*, *salmonidele*, *clupeidele* și *sabița*. De asemenea, se constată depresia numerică la *ghiborț comun* (Ar (aa.1955-1959) – 9,02%, Ar (aa. 2006-2014) – 3,18% Ar (aa. 2015-2019) – 0,24%).
- *Vârezubul*, în condiții de izolare spațială, a format o populație locală cu efective în creștere continuă (Ar (aa.1955-1959) – 0,46%, Ar (aa. 2006-2014) – 0%, Ar (aa. 2015-2019) – 2,65%) (Figura A 20.1.). Astfel, dinamica pozitivă a populației locale de *vârezub* se datorează procesului activ de decolmatare a boiștilor după inundațiile majore din aa. 2008, 2010 și abundența înaltă a *dreissenei* ca sursă trofică de bază).
- În urma calamităților naturale majore din 2008 și 2010, au crescut efectivele speciilor reofile de pești în comparație cu anul 1998, precum: *mreana comună* (Ar (aa. 2015-2019) – 0,80%), *cleanul* (Ar (aa. 2015-2019) – 1,12%), *scobarul* (Ar (aa. 2015-2019) – 1,20%), *ocheana* (Ar (aa. 2015-2019) – 1,04%), *morunașul* (Ar (aa. 2015-2019) – 0,40%), *cleanul-mic* (Ar (aa. 2015-2019) – 0,16%) [57], deși acestea rămân net inferioare celor din perioada anterioară construcției barajului Dubăsari [90].
- În prezent, speciile eudominante (D5>10%) din lac, conform datelor colectate prin pescuitul cu plasele staționare, sunt *oblețul* (Ar (aa. 2015-2019) – 16,37%), *babușca* (Ar (aa. 2015-2019) –

14,37%) și *bibanul* (Ar (aa. 2015-2019) – 11,56 %). Speciile dominante (D4) sunt *carasul argintiu* (Ar (aa. 2015-2019) – 8,75%) și *plătica* (Ar (aa. 2015-2019) – 5,22%).

- Ponderea *ciprinidelor asiatice* introduse, în pofida populărilor sistematice și a pătrunderilor accidentale, se menține în lac la valori nesemnificative din cauza extragerilor intense prin pescuit.
- În ultimii ani se constată o ameliorare a populațiilor de *somn*, *plătica*, *avat*, *șalău* și *crap* ca rezultat al îmbunătățirii condițiilor de reproducere (Figura A 7.3.).

Studiul comparativ al valorilor indicilor ecologici (cu ajutorul plaselor staționare) în lacul de acumulare Dubăsari și în aval de baraj (or. Criuleni), în perioada anilor 2006–2014, denotă o diversitate ihtiofaunistică mai mare în biotopul de albie comparativ cu cel lentic (29 sp. de pești în comparație cu 21 sp. din lac) (Tabelul A 7.5. – A 7.15.), în special pe seama taxonilor migratori și semimigratori și a celor tipici reotopi. În această stațiune pot fi capturați sistematic *vârezubul*, *cega*, *zborișul* și *pietrarul*.

La analiza comparativă a indicilor ecologici sintetici în aceste două tipuri de ecosisteme acvatice (lentic și lotic), observăm o valoare mai mare a diversității Shannon-Wiener (Hs) în zona de albie ($2,985 \pm 0,255$), aceasta fiind determinată de ponderea mai mare a reprezentanților diferitelor ghilde ecologice: reproductivă, hidrobiotopică, trofică ș.a. (Tabelul 3.1.).

Tab. 3.1. Indicii ecologici sintetici ai ihtiofaunei lacului Dubăsari (s. Oxentea) și albiei fl. Nistru, or. Criuleni (aa. 2006-2014*)

Indicii ecologici sintetici	l.a. Dubăsari (s. Oxentea)	albia fl. Nistru (or. Criuleni)
Diversitatea reală		
Indicele Shannon-Wiener (Hs)	$2,668 \pm 0,237$	$2,985 \pm 0,255$
Indicele Simpson (Is)	$0,242 \pm 0,058$	$0,195 \pm 0,052$
Echitabilitatea Lloyd-Gheraldi (e)	$0,208 \pm 0,025$	$0,212 \pm 0,034$

Notă*: Evaluările au fost efectuate cu utilizarea plaselor staționare cu diferite dimensiuni a laturii ochiului

Indicele Simpson, dimpotrivă, este mai mare în lacul de acumulare Dubăsari ($0,242 \pm 0,058$), desemnând poziția dominantă a speciilor euritope oportuniste la formarea legăturilor funcționale și structurale în cadrul ihtiocenozei (ca *oblețul*, *babușca*, *bibanul*, *carasul argintiu*). Valoarea echitabilității (e) este relativ joasă pentru ambele ecosisteme ($\approx 0,2$), indicând asupra unei repartizări mai puțin echitabile (egale) a indivizilor fiecărei specii.

De menționat că segmentul km 356-345 situat în aval de barajul Dubăsari, trebuie calificat ca zonă ecologică deosebit de sensibilă, cu o importanță majoră pentru reproducerea, îngrășarea și iernarea faunei piscicole, fiindcă este ultima din zonele rămase (cu excepția zonei de lângă s. Șerpeni) a albiei minore formată din prundiș și piatră de râu unde sunt situate multiple bancuri de nisip, insulițe aluviale și praguri subacvatice. Acest fapt indică asupra necesității imperative de a lua sub regim de protecție strictă zona respectivă pe o distanță de minim 5 kilometri – o distanță

ce contrazice integral ”amendamentele recente” din Legea nr. 149, care o reduce nejustificat până la 300 de metri (art. 40 al. 1).

Investigațiile efectuate cu utilizarea volocului în fl. Nistru (în limitele Republicii Moldova) din anul de studiu 2015, au scos în evidență următoarele particularități ihtiofaunistice (Figura 3.4., Tabelul A 7.16.).

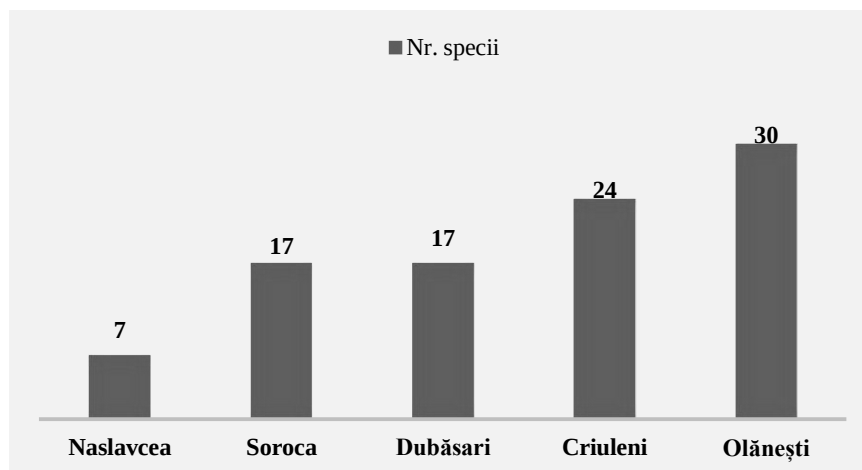


Fig. 3.4. Dinamica diversității specifice în stațiunile de colectare a probelor de pe fl. Nistru (a. 2015)

Cea mai mică diversitate ihtiofaunistică, de numai șapte specii de pești, se constată lângă s. Naslavcea, unde acțiunea gradientului termic se prezintă ca factor limitativ. Valoarea indicelui sintetic precum este indicele Simpson ($I_s=0,59$), confirmă gradul accentuat de dominare a puținelor taxoni euritermi cu potențial invaziv înalt (Tabelul A 7.16.). În regiunea or. Soroca numărul taxonilor capturați atinge 17 specii, valoarea respectivă fiind determinată de apariția speciilor limno-reofile de pești (ca *știuca*, *oblețul*, *babușca*, *boarța*, *carasul argintiu*, *plătica* ș.a.) și interveniente (*undreaua*, sp. de *guvizi*), ce au avansat rapid în amonte. În aval de lacul Dubăsari, observăm o majorare a diversității specifice (24 sp.) pe seama peștilor reofili și intervenienți (mai ales a *guvizilor*), dar și o diminuare a abundenței în capturi. Speciile caracteristice devin *guvizii*, *boarța*, *cobitidele* și *undreaua*. O diversitate specifică maximală (30 sp.) și valori cantitative deosebite s-au constatat pe tronsonul proximal limanului Nistrean (s. Olănești – s. Palanca), aceasta fiind o zonă de ecoton care cuprinde reprezentanți din diverse grupe ecologice, caracteristici unor tipuri diferite de ecosisteme acvatice (lacuri și bălți, albie, liman, mare).

Investigațiile efectuate cu ajutorul volocului de-a lungul albiei fl. Nistru (în limitele Republicii Moldova) în anul de studiu 2016, au scos în evidență următoarele particularități ihtiofaunistice sub aspect sezonier și anual (Figura 3.5.; Tabelul A 7.17.):

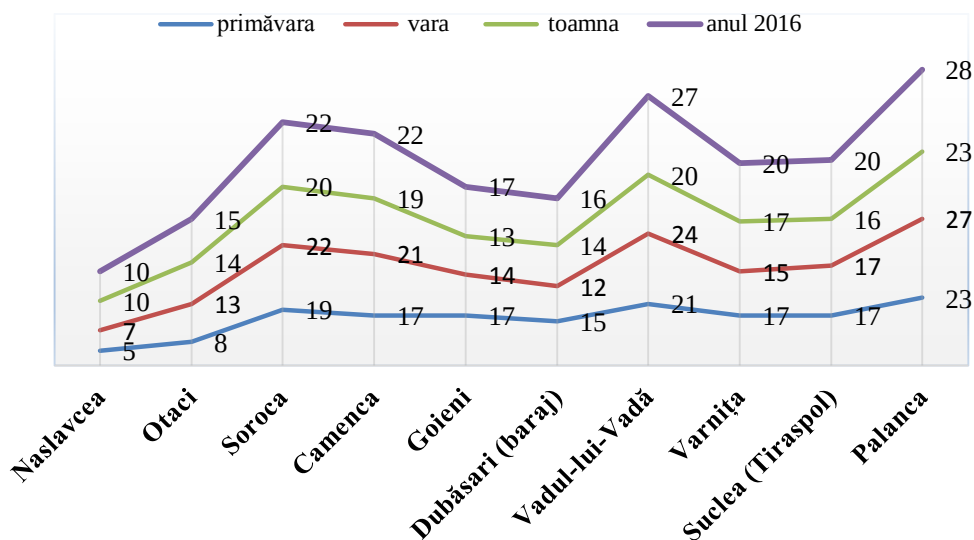


Fig. 3.5. Dinamica diversității specifice în fl. Nistru (a. 2016, unealta – volocul)

- În regiune s. Naslavcea, diversitatea specifică este cea mai mică (primăvara – 5 specii, vara – 6 specii și toamna – 9 specii de pești). Factorul determinant este construcția barajului de la Novodnestrovsk, care a modificat, în aval, regimurile hidrologic, termic și hidrobiologic. Unica specie oportunistă a devenit *ghidrinul* crioofil, aceasta fiind, în toate perioadele anului, una multidominantă (D_5) – $D_{prv.} = 94,29\%$, $D_{vara} = 96,75\%$; $D_{toamna} = 95,14\%$, euconstată (C_4) – $C_{prv.} = 80,0\%$, $C_{vara} = 60,0\%$, $C_{toamna} = 80,0\%$ și caracteristică (W_5) – $W_{prv.} = 75,44\%$, $W_{vara} = 58,05\%$, $W_{toamna} = 76,11\%$, cu cel mai semnificativ aport ihtiocenotic structural și productiv (Figura A 8.1.). Dintre speciile cu divers statut de raritate capturate în această stațiune pot fi menționate: boișteanul, *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758) (Figura A 1.18.) și zglăvoaca comună, *Cottus gobio* Linnaeus, 1758 (A 1.26.). *Boișteanul* a devenit, în acest hidrobitop, unicul taxon care formează asociații constante cu *ghidrinul*, dar demonstrează un efectiv relativ scăzut, fiind mai abundent în locurile bogate în bolovani subacvatici. *Zglăvoaca*, dimpotrivă, posedă o constanță de semnalare joasă, însă o abundență înaltă în habitatele insulelor subacvatice, sub baraj și la gurile afluenților cu apă rece (ziua se ascunde sub pietre). Dintre speciile alogene și interveniente de pești, care s-au adaptat cu succes la condițiile specifice formate în aval de rezervorul Novodnestrovsk, trebuie menționate *murgoiul-bălțat* și *moaca-de-brădiș*. Ambele specii au ocupat nișa spațială de litoral bogată în diverse refugii subacvatice, cum sunt pietrele mari și rădăcinile de copaci. Prezența *murgoiului-bălțat* în acest hidrobitop antropic hipotermoficat demonstrează ipoteza cu privire la afinitatea înaltă a taxonului în habitatele râurilor mici din nordul țării cu apă mai rece și bine oxigenată [11, 12].
- În stațiunea s. Otaci s-a constatat o creștere a diversității specifice (primăvara – 8 specii, vara – 12 specii și toamna – 13 specii de pești), dar majoritatea taxonilor fac parte din grupa celor

oportuniste de talie mică, precum: *ghidrinul*, *cleanul-mic*, *oblețul*, *boarța*, *osarul*. Din speciile de talie medie, sistematic se capturează: *babușca*, *bibanul* și *cleanul*. De asemenea, începând cu acest punct de colectare, se capturează constant speciile de *zvârlugi* și *guvizi*. Toamna, odată cu răcirea apei, crește semnificativ abundența *boarței* ($D_{\text{toamna}}=29, 75\%$, $C_{\text{toamna}}=60,0\%$, $W_{\text{toamna}}=17, 85\%$) și a *cleanului* ($D_{\text{toamna}}=5,7\%$, $C_{\text{toamna}}=40,0\%$, $W_{\text{toamna}}=2, 28\%$), iar *boișteanul* crioofil își menține ponderea în capturi ($D_{\text{toamna}}=3,80\%$, $C_{\text{toamna}}=20,0\%$, $W_{\text{toamna}}=0, 76\%$).

- Pescuirile de control din stațiunea Soroca au demonstrat un tablou ihtiofaunistic destul de surprinzător pentru noi, majorându-se semnificativ atât diversitatea taxonomică (primăvara – 19 specii, vara – 22, toamna – 20 specii de pești), cât și abundența speciilor în capturi. Habitatul menționat este caracterizat printr-un efectiv deosebit de mare al speciilor interveniente de pești, cum sunt *guvizii* (Figura A 8.2.). În unele locuri cu substrat nisipos-pietros și apă transparentă, densitatea *ciobănașului* în zona de litoral poate atinge valoarea de 3–4 exp./m². De asemenea, din această grupă ecologică devin constante în capturi *ghidrinul*, *osarul* și *undrea*, ceea ce reprezintă un semnal alarmant de accelerare a procesului de pontizare și mediteranizare ihtiofaunistică. Este important de menționat că în tronsonul respectiv crește semnificativ ponderea unor specii euritope limno-reofile de pești, mai puțin tipice acestei zone piscicole, precum: *babușca*, *știuca*, *carasul argintiu*, *boarța*, *murgoiul-bălțat*, *zvârlugile*, *bibanul*, *oblețul* ș.a. (Figura A 8.3.). Acest fapt reprezintă un indicator ferm de alterare a hidrobiotopului pe fundalul deversărilor în fl. Nistru a apelor menajere neepurate din or. Soroca. De menționat că, pe alocuri, se constată, încă o poziție fermă a speciilor reofile indigene de pești în structura ihtiocenotică, precum: *mreana comună* ($D_{\text{vara}}=4,57\%$, $C_{\text{vara}}=60,0\%$, $W_{\text{vara}}=2,74\%$), *cleanul* ($D_{\text{vara}}=6,71\%$, $C_{\text{vara}}=60,0\%$, $W_{\text{vara}}=4,02\%$; $D_{\text{toamna}}=11,83\%$, $C_{\text{toamna}}=40,0\%$, $W_{\text{toamna}}=4, 73\%$), *cleanul-mic* ($D_{\text{vara}}=9,76\%$, $C_{\text{vara}}=70,0\%$, $W_{\text{vara}}=6, 83\%$) și *scobarul* ($D_{\text{toamna}}=3,05\%$, $C_{\text{toamna}}=20,0\%$, $W_{\text{toamna}}=0, 61\%$). În așa fel, putem constata că diversitatea ihtiofaunistică mare din acest punct de colectare și abundența semnificativă a acestor taxoni poartă mai mult un caracter artificial și se datorează, în bună parte, conviețuirii la limita toleranței a speciilor reofile indigene de pești pe fundalul progresiei biologice a taxonilor euritopi de origine intervenientă și alogenă [11].

- Pentru tronsonul or. Camenca – s. Erjovo, este caracteristică păstrarea valorilor înalte a dominanței și constanței pentru speciile de *guvizi* și *boarță*, și creșterea semnificativă a valorilor indicilor ecologici pentru complexul *zvârlugilor* (*Cobitis taenia s. lato*) ($D_{\text{vara}}=17,67\%$, $W_{\text{vara}}=10, 21\%$) și *undrea* ($D_{\text{prv.}}=10,79\%$, $C_{\text{prv.}}=70,0\%$, $W_{\text{prv.}}=7, 34\%$, $D_{\text{vara}}=16,25\%$, $C_{\text{vara}}=70,0\%$, $W_{\text{vara}}=11, 38\%$, $D_{\text{toamna}}=12,88\%$, $C_{\text{toamna}}=60,0\%$, $W_{\text{toamna}}=7, 73\%$) (Figura A 8.4.).

- Pescuirile științifice efectuate în zona golfului Goieni afișează cele mai mari valori cantitative din toate stațiile de colectare în pofida numărului relativ mic de specii (primăvara – 17 sp., vara –

14 sp. și toamna – 13 specii de pești). Aportul productiv maxim în structura ihtiocenozelor este adus de speciile euritope de talie mică și medie ca: *babușca* ($D_{\text{prv.}}=49,79\%$, $D_{\text{vara}}=66,92\%$, $D_{\text{toamna}}=21,03\%$; $C_{\text{prv.}}=70,0\%$, $C_{\text{vara}}=60,0\%$, $C_{\text{toamna}}=30,0\%$; $W_{\text{prv.}}=34,85\%$, $W_{\text{vara}}=34,15\%$, $W_{\text{toamna}}=6,31\%$); *bibanul* ($D_{\text{prv.}}=8,56\%$, $D_{\text{vara}}=5,65\%$, $D_{\text{toamna}}=4,21\%$; $C_{\text{prv.}}=80,0\%$, $C_{\text{vara}}=50,0\%$, $C_{\text{toamna}}=40,0\%$; $W_{\text{prv.}}=6,84\%$, $W_{\text{vara}}=2,53\%$, $W_{\text{toamna}}=1,68\%$); *oblețul* ($D_{\text{prv.}}=9,84\%$, $D_{\text{vara}}=6,43\%$, $D_{\text{toamna}}=17,29\%$; $C_{\text{prv.}}=60,0\%$, $C_{\text{vara}}=60,0\%$, $C_{\text{toamna}}=20,0\%$; $W_{\text{prv.}}=5,90\%$, $W_{\text{vara}}=3,85\%$, $W_{\text{toamna}}=3,46\%$) și *boarța* ($D_{\text{prv.}}=8,8\%$, $D_{\text{vara}}=6,24\%$, $D_{\text{toamna}}=34,11\%$; $C_{\text{prv.}}=60,0\%$, $C_{\text{vara}}=60,0\%$, $C_{\text{toamna}}=40,0\%$; $W_{\text{prv.}}=5,30\%$, $W_{\text{vara}}=3,74\%$, $W_{\text{toamna}}=13,64\%$) (Figura A 8.5.).

- Pescuirile științifice efectuate în stațiunea or. Dubăsari au scos în evidență o diversitate ihtiofaunistică relativ săracă (primăvara – 15 sp., vara – 12 sp. și toamna – 14 specii de pești) cu dominarea în capturi a următoarelor specii euritope caracteristice acestui hidrobiotop lentic: *oblețul* ($D_{\text{prv.}}=17,71\%$, $D_{\text{vara}}=38,92\%$, $D_{\text{toamna}}=8,25\%$; $C_{\text{prv.}}=40,0\%$, $C_{\text{vara}}=50,0\%$, $C_{\text{toamna}}=40,0\%$; $W_{\text{prv.}}=7,09\%$, $W_{\text{vara}}=19,46\%$, $W_{\text{toamna}}=3,30\%$); *babușca* ($D_{\text{prv.}}=10,86\%$, $D_{\text{vara}}=11,33\%$, $D_{\text{toamna}}=1,41\%$; $C_{\text{prv.}}=50,0\%$, $C_{\text{vara}}=50,0\%$, $C_{\text{toamna}}=30,0\%$; $W_{\text{prv.}}=5,43\%$, $W_{\text{vara}}=5,67\%$, $W_{\text{toamna}}=0,42\%$); *undreaua* ($D_{\text{prv.}}=9,14\%$, $D_{\text{vara}}=17,73\%$, $D_{\text{toamna}}=4,43\%$; $C_{\text{prv.}}=40,0\%$, $C_{\text{vara}}=70,0\%$, $C_{\text{toamna}}=40,0\%$; $W_{\text{prv.}}=3,66\%$, $W_{\text{vara}}=12,41\%$, $W_{\text{toamna}}=1,77\%$); *bibanul* ($D_{\text{prv.}}=8,57\%$, $D_{\text{vara}}=5,42\%$, $D_{\text{toamna}}=5,23\%$; $C_{\text{prv.}}=40,0\%$, $C_{\text{vara}}=30,0\%$, $C_{\text{toamna}}=60,0\%$; $W_{\text{prv.}}=3,43\%$, $W_{\text{vara}}=1,63\%$, $W_{\text{toamna}}=3,14\%$) și *ciobănașul* ($D_{\text{prv.}}=8,0\%$, $D_{\text{vara}}=4,43\%$; $C_{\text{prv.}}=40,0\%$, $C_{\text{vara}}=40,0\%$; $W_{\text{prv.}}=3,20\%$, $W_{\text{vara}}=1,77\%$).

Apariția și extinderea pâlcurilor de macrofite subacvatice în perioada estivală a condus la majorarea semnificativă a ponderii *carasului argintiu* ($D_{\text{prv.}}=1,71\%$, $D_{\text{vara}}=7,88\%$, $D_{\text{toamna}}=1,01\%$; $C_{\text{prv.}}=20,0\%$, $C_{\text{vara}}=50,0\%$, $C_{\text{toamna}}=20,0\%$; $W_{\text{prv.}}=0,34\%$, $W_{\text{vara}}=3,94\%$, $W_{\text{toamna}}=0,20\%$) (Figura A 8.6). Printre speciile indigene valoroase economic putem menționa în capturi: *puietul de șalău* ($D_{\text{prv.}}=13,14\%$, $D_{\text{vara}}=1,48\%$; $C_{\text{prv.}}=20,0\%$, $C_{\text{vara}}=10,0\%$; $W_{\text{prv.}}=2,63\%$, $W_{\text{vara}}=0,15\%$) și *puietul de plătică* care, în toamna anului 2016, au demonstrat valori cantitative înalte și, respectiv, un spor favorabil ($D_{\text{toamna}}=72,03\%$, $C_{\text{toamna}}=30,00\%$, $W_{\text{toamna}}=21,61\%$) (Tabelul A 7.17.). S-a constatat că în zona de litoral a lacului de acumulare Dubăsari grupările *puietului de plătică* intră în asociație strânsă cu *oblețul* (Figura A 8.7). Este de remarcat că *ghiborțul comun* care, în trecut, era o componentă esențială în ihtiofauna lacului, în prezent, practic a dispărut, nișa sa spațială fiind ocupată de ecoforma *bibanului* de litoral (Figura A 8.8.)

- Pescuirile științifice efectuate pe tronsonul Criuleni – Vadul lui Vodă denotă o majorare semnificativă a diversității specifice comparativ cu l.a. Dubăsari, pe seama apariției în capturi a speciilor reofile ca *mreana comună*, *porcușorul-de-nisip*, *porcușorul-de-râu*, *cleanul-mic*, *cleanul european* (primăvara – 21 specii, vara – 24 specii, toamna – 20 specii de pești). Speciile

tipice pentru acest hidrobiotop devin *guvizii*, *boarța*, *oblețul*, *complexul zvârlugilor*, *undrea* și *carasul argintiu* care își păstrează în continuare statutul de specii reprezentative pe tot sectorul Nistrului inferior (Figura A 8.9.). Înaintând spre aval din această stațiune, constatăm unele specii interveniente nesemnificate în stațiunile din amonte ca *gingirica* și *umflătura-golașă-pontică*, iar din grupa speciilor alogene în capturi sistematic întâlnindu-se *soretele*, fapt ce sporește riscul de pătrundere a lui în lacul de acumulare Dubăsari (Figura A 8.11.).

- Cea mai mare diversitate ihtiofaunistică în fl. Nistru, în limitele Republicii Moldova, se constată în punctul terminal de sud – s. Palanca (primăvara – 23 specii, vara – 27 specii și toamna – 23 specii de pești), ce reprezintă o adevărată zonă de ecoton cu reprezentanți piscicoli din diverse grupe ecologice. Se constată majorarea ponderii puietului *crapului de cultură* provenit de la reproducerea naturală reușită a exemplarelor evadate din gospodăriile piscicole avariate în timpul inundațiilor majore din anii 2008 și 2010 (Figura A 8.11.). Printre speciile cu divers statut de raritate semnificate pe acest tronson și care demonstrează o frecvență și o abundență satisfăcătoare, menționăm *cernușca* – *Petroleuciscus borysthenicus* (Kessler, 1859), un endemic pontic inclus în Cartea Roșie, ed. a III-a (VU) (Figura A 1.23.). În canalele de drenaj ale zonei inundabile, în primăvara anului 2017 a fost identificat țigănușul – *Umbra krameri* Walbaum, 1792, specie endemică a Dunării și Nistrului, critic periclitată (CR) și de importanță comunitară majoră (Figura A 1.28.). Specia este deosebită și prin faptul că este rezistentă la hipoxie acută, având capacitatea de a respira oxigen atmosferic datorită vezicii gazoase puternic vascularizate și de a se îngropa în măr, la secarea apei, pentru un timp destul de îndelungat [44].

Din grupa speciilor interveniente de pești, în a doua jumătate a sezonului vernal menționăm majorarea bruscă a valorilor indicilor ecologici pentru *gingirică* ($D_{prv.}=11,46\%$, $C_{prv.}=20,0\%$, $W_{prv.}=2,29\%$) (Figura A 8.13.), *aterina-mică-pontică* ($D_{prv.}=11,62\%$, $C_{prv.}=40,0\%$, $W_{prv.}=5,55\%$) (Figura A 8.14.) și *ghidrin* ($D_{prv.}=5,5\%$, $C_{prv.}=20,0\%$, $W_{prv.}=1,1\%$), pe când toamna se păstrează valorile cantitative înalte pentru *aterina-mică-pontică* ($D_{toamna}=40,43\%$, $C_{toamna}=80,0\%$, $W_{toamna}=32,34\%$), *undrea* ($D_{toamna}=5,26\%$, $C_{toamna}=80,0\%$, $W_{toamna}=4,21\%$), *moaca-de-brădiș* ($D_{toamna}=3,59\%$, $C_{toamna}=40,0\%$, $W_{toamna}=1,44\%$) și *mocănaș* ($D_{toamna}=2,39\%$, $C_{toamna}=40,0\%$). Din grupa speciilor alogene de pești devin destul abundente și constante în capturi *carasul argintiu* ($D_{vara}=13,85\%$, $C_{vara}=70,0\%$, $W_{vara}=9,70\%$; $D_{toamna}=6,67\%$, $C_{toamna}=50,00\%$, $W_{toamna}=3,33\%$), *soretele* ($D_{vara}=2,03\%$, $C_{vara}=30,0\%$, $W_{vara}=0,61\%$) și *murgoiul-bălțat* ($D_{vara}=1,69\%$, $C_{vara}=30,0\%$, $W_{vara}=0,51\%$), iar din grupa speciilor indigene: *oblețul*, *boarța*, *complexul zvârlugilor*, *babușca*, *bibanul* și *batca* (Figura A 8.15.). Este în bucurător faptul că, în vara anului 2016, s-a observat majorarea semnificativă a ponderii în capturi a puietului speciilor indigene ca *știuca* ($D_{vara}=7,09\%$, $C_{vara}=50,0\%$, $W_{vara}=3,55\%$),

avatul ($D_{vara}=6,42\%$, $C_{vara}=40,0\%$, $W_{vara}=2,57\%$) și *plătica* ($D_{toamna}=3,81\%$, $C_{toamna}=40,00\%$, $W_{toamna}=1,52\%$) (Tabelul A. 7.17.).

Analiza indicelui de similitudine ecologică (Sørensen) a capturilor piscicole din fl. Nistru constată că cel mai mare grad de asemănare a comunităților piscicole se atestă între stațiunile Soroca – Camenca (90%, 20 sp. comune), Soroca – Varnița (85%, 18 sp. comune), Camenca – Varnița (85%, 18 sp. comune) și Goieni – Dubăsari (84%, 14 sp. comune), iar cel mai mic grad de asemănare se constată între stațiunile Naslavcea – Dubăsari (30,0%, 4 sp. comune), Naslavcea – Palanca (31,0%, 6 sp. comune) și Naslavcea – Goieni (44,0%, 6 sp. comune) (Tabelul 3.2.).

Tab. 3.2. Valorile indicelui de similitudine ecologică (Sørensen) a comunităților piscicole din fl. Nistru (a. 2016)

	Naslavcea	Otaci	Soroca	Camenca	Goieni	Dubăsari (baraj)	Criuleni-Vadul lui Vodă	Varnița	Sucleia	Palanca
Naslavcea		0,64	0,50	0,50	0,44	0,30	0,43	0,46	0,40	0,31
Otaci			0,70	0,64	0,66	0,51	0,57	0,62	0,51	0,46
Soroca				0,90	0,71	0,63	0,73	0,85	0,71	0,72
Camenca					0,82	0,78	0,81	0,85	0,76	0,80
Goieni						0,84	0,66	0,75	0,70	0,71
Dubăsari							0,69	0,77	0,77	0,74
Criuleni-Vadul lui Vodă								0,85	0,80	0,76
Varnița									0,80	0,66
Sucleia										0,79
Palanca										

În urma analizei dinamicii valorilor indicilor ecologici sintetici din fl. Nistru, constatăm (Figura 3.6.):

- Valoarea indicelui de *diversitate Shannon* (H_s) crește din amonte spre aval (0,36 – în stațiunea Naslavcea și până la 3,52 – în stațiunea Palanca).
- Dinamica valorii *echitabilității* (e) se comportă asemănător indicelui diversității H_s (cea mai inechitabilă distribuție a speciilor în capturi fiind constatată în stațiunile Naslavcea – 0,04 și Otaci – 0,30).
- Valorile mari ale *indicelui Simpson* (I_s) confirmă starea de dominare maximă a unor specii potențial invazive (Figura 3.6.).

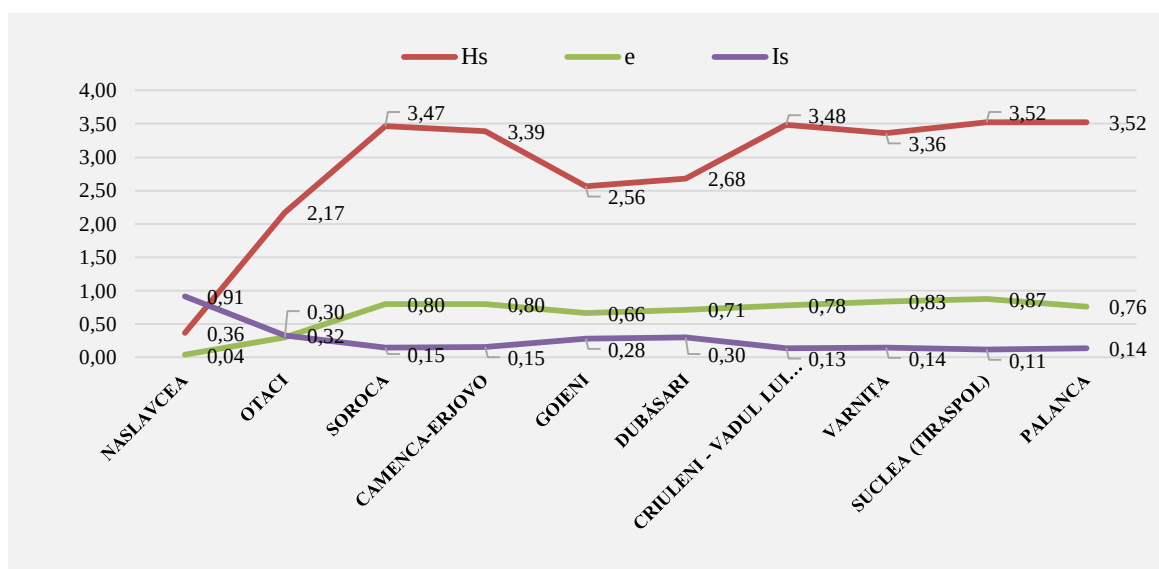


Fig. 3.6. Indicii ecologici sintetici din fl. Nistru în capturile cu volocul pentru puiet (a. 2016)

La estimarea valorilor cantitative a comunităților piscicole din fl. Nistru și r. Prut cu ajutorul năvodului pentru puiet o influență semnificativă le au următorii factori de mediu: relieful hidrobiotopului, transparența apei, prezența sau absența vegetației acvatice submerse, momentul de timp în care s-au efectuat colectările; factorii biotici precum particularitățile de mobilitate a specie, reacția la unealta de pescuit, modul de viață solitar sau gregar ș.a. Dar, trebuie să spunem că rezultatele obținute, în pofida marjelor mari de variații, reprezintă o metodă foarte utilă pentru evidențierea unor indicatori importanți ca succesul reproductiv anual, starea puietului, structura specifică completă (unde sunt incluse și speciile cu ciclul vital mic), gradul de invazie în cadrul comunităților piscicole ș.a.

Sub aspect comparativ, se constată că valorile densității numerice și ale biomasei piscicole în perioada vegetativă sunt semnificativ mai mari în fl. Nistru decât în r. Prut, factorul determinant devenind caracteristica zonei de litoral (Tabelul 3.3.).

Tab. 3.3. Valorile medii cantitative ale capturilor cu volocul pentru puiet (fl. Nistru, a. 2016)

	NASLAVCEA	OTACI	SOROCA	CAMENCA-ERJOVO	GOIENI	DUBĂSARI	CRIULENI - VADUL LUI VODĂ	VARNIȚA	SUCLEA (TIRASPOL)	PALANCA
Densitatea (exp./ha)	5268,67 ±740,67	997,67 ±62,83	2469,00 ±634,20	1668,33 ±360,37	3173,00 ±1157,91	1944,00 ±840,94	1659,67 ±285,04	1066,33 ±249,13	1235,33 ±218,84	2153,00 ±408,99
Biomasa (kg/ha)	15,01 ±7,48	10,98 ±1,55	49,25 ±6,56	31,10 ±5,88	81,62 ±34,84	32,98 ±6,67	31,72 ±4,26	18,14 ±4,50	28,05 ±7,49	41,89 ±9,185

Zona litorală a fl. Nistru este mult mai extinsă și mai abundentă în vegetație acvatică și, din acest motiv, este mai favorabilă pentru nutriția, îngrășarea și refugiul puietului diverselor specii de pești, în special a taxonilor cu ciclul vital scurt (CVS). În unele stațiuni, unde diversitatea specifică este săracă, se constată efective înalte, devenind superdominante 1–2 specii oportuniste de talie mică și cu potențial invaziv major. De exemplu, *ghidrinul* în stațiunea Naslavcea atinge, în anul 2016, o densitate numerică de 5268 exp./ha și o biomasă de 15,01 kg/ha. Zona situată în apropierea limanului Nistrean (Olănești–Palanca, fl. Nistru), este bogată atât sub aspect calitativ, cât și cantitativ. În anul 2016, în stațiunea Palanca densitatea numerică estimată este de 2153 exp./ha, cu o biomasă de 41,89 kg/ha. Zona de litoral a lacului de acumulare Dubăsari este caracterizată de o diversitate specifică redusă, însă cu o creștere substanțială a biomasei și a efectivelor speciilor euritope limno-reofile de pești (*babușca*, *bibanul*, *oblețul*, *boarța*, *carasul argintiu*, *specii interveniente ș.a.*), ca reacție la îmbunătățirea condițiilor de nutriție. În anul 2016, în stațiunea Goieni s-a constatat o densitate numerică medie de 3173 exp./ha și o biomasă de 81,62 kg/ha, iar în zona barajului Dubăsari, respectiv, de 1944 exp./ha și de 32,98 kg/ha. Deficitul vegetației acvatice în zona barajului devine un factor esențial de diminuare a valorilor cantitative.

Valorile medii multianuale (aa. 2017–2019) privind dominața (D%) speciilor de pești în capturile obținute cu ajutorul năvodului pentru puiet pe tronsonul situat între hidrocentrala Dubăsari și or. Criuleni, sunt prezentate în următoarea diagramă (Figura 3.7., Tabelul A 7.18.)

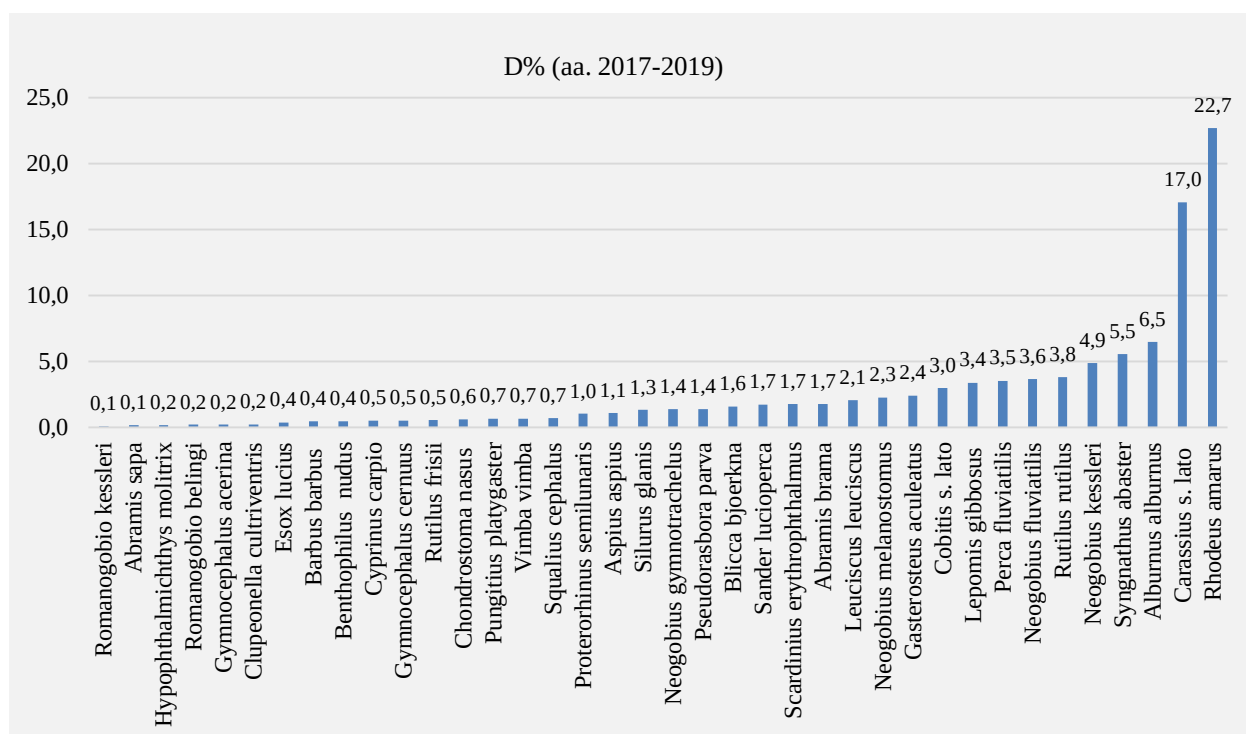


Fig. 3.7. Valoarea dominanței la speciile de pești din Nistrul inferior pentru anii 2017-2019 (pe tronsonul hidrocentrala Dubăsari – or. Criuleni, unealta – năvodul pentru puiet)

În dinamică se constată majorarea alarmantă a efectivelor următoarelor specii invazive de pești ca: *carasul argintiu* și *soretele*. În continuare se mențin valori cantitative deosebit de înalte pentru speciile *de guvizi*, *undrea*, *obleț* și *boarță* (Figura 3.7.).

Un obiectiv important al investigațiilor efectuate este de a evidenția influența barajului Dubăsari asupra comunităților piscicole supuse izolării spațiale (Tabelul A. 7.19., Tabelul A 7.20.). Astfel, în lacul Dubăsari s-au identificat, cu ajutorul năvodului pentru puiet, 21 sp. în 2017 și 17 sp. în 2018 (nu s-a semnalat puietul de *morunaș*, *mreană comună*, *clean-mic*, *clean* și *mocănaș*, în schimb, a apărut în capturi puietul de *sânger*, populat în primăvara anului 2018). În anul 2017 speciile eudominante și dominante de pești devin: *bibanul* (D₅–25,86%), *undreaua* (D₅–12,07%), *oblețul* (D₅–10,92%), *boarța* (D₄–7,47%) și *babușca* (D₄–5,75%), iar în anul 2018, ponderea maximală în capturi este deținută de următoarele specii: *bibanul* (D₅–21,34%), *undreaua* (D₅–17,57%), *oblețul* (D₅–14,23%), *babușca* (D₄–6,69%), *carasul argintiu* (D₄–7,53%) *plătica* (D₄–5,86%) și *ciobănașul* (D₄–5,02%). Conform continuității și frecvenței de apariție în capturi, speciile euconstante (C₄) și constante (C₃) sunt: *bibanul* (C₄–80,00% în a. 2017 și 60,00% în a. 2018) și *undreaua* (C₃–70,00% în a. 2017 și 80,00% în a. 2018). Conform indicelui de semnificație ecologică (W), speciile caracteristice (W₅ și W₄) pentru această zonă sunt: *bibanul* (20,69% în a. 2017 și 12,80% în a. 2018), *undreaua* (8,45% în a. 2017 și 14,06% în a. 2018) și *oblețul* (5,46% în a. 2017 și 5,69% în a. 2018).

Pescuirile științifice de control efectuate în aval de barajul Dubăsari au scos în evidență o diversitate semnificativ mai mare (31 sp. în a. 2017 și 34 sp. în a. 2018) și valori cantitative mai înalte, ca în lacul de acumulare Dubăsari (Tabelul A 7.19.). Din anumite motive, deocamdată necunoscute, în anii 2017 și 2018 nu a fost identificată *gingirica*, pe când în 2016, migrația de primăvară a taxonului s-a extins până sub baraj (inclusiv pentru alte *clupeide*, anul 2018 s-a caracterizat prin migrații reproductive mult mai slabe). În 2017, ponderea maximală în capturi este deținută de următorii taxoni eudominanți (D₅) și dominanți (D₄): *boarță* (D₅–27,00%), *carasul argintiu* (D₅–13,50%), *oblețul* (D₄–7,32%), *soretele* (D₄–5,26%) și *guvidul-de-baltă* (D₄–5,26%). În 2018, speciile dominante (D₄) și eudominante (D₅) devin: *carasul argintiu* (D₅–23,92%), *boarța* (D₅–22,03%) și *undreaua* (D₄–6,54%). Conform continuității de apariție în capturi speciile euconstante (C₄) și constante (C₃) din anul 2017 sunt: *boarța* (C₃–70,00%), *carasul argintiu* (C₃–60,00%), *roșioara* (C₃–60,00%) și *undreaua* (C₃–60,00%), iar după valoarea indicelui de semnificație ecologică (W), speciile caracteristice pentru această zonă, cu aport maxim la constituirea biomasei piscicole, devin *boarța* (18,90%) și *carasul argintiu* (8,10%). În anul de studiu 2018, speciile cu frecvența cea mai înaltă în capturi sunt: *obleț* (60,00%), *boarța* (70%), *complexul zvârlugilor* (60%), *undrea* (60%), *puietul de șalău* (60%) și *guvidul-de-baltă* (60%). Conform valorii indicelui de semnificație ecologică (W) speciile

caracteristice pentru anul 2018 rămân a fi, ca și în anul 2017, *carasul argintiu* (11,96%) și *boarța* (15,42%).

Cât privește indicii cantitativi și biomasa piscicolă, evaluată în anul 2017 în lacul Dubăsari s-a constatat o densitate numerică medie de 1160 exp./ha și o biomasă de 22,31 kg/ha, pe când în zona aval de barajul Dubăsari, densitatea medie anuală a fost de 2913 exp./ha, iar biomasa – de 52,43 kg/ha (Tabelul A 7.19.). În anul de studiu 2018, densitatea numerică evaluată în l.a. Dubăsari (sectorul aval) a constituit 1593,33 exp./ha, iar biomasa – 29,63 kg/ha. În zona situată în aval de barajul Dubăsari, densitatea medie anuală evaluată în anul 2018 a atins 3873,33 exp./ha, iar biomasa – 69,27 kg/ha. Astfel, valorile cantitative înalte în aval de baraj, inclusiv diversitatea specifică mai mare, sunt determinate de întreruperea migrațiilor trofice, reproductive și de iernare a multor specii de pești ce se concentrează în anumite perioade ale anului în cantități semnificative sub baraj. De asemenea, în această zonă (până la or. Vadul lui Vodă) sunt concentrate cele mai importante boiști ale speciilor litofile și psamofile de pești.

Datele prezentate pot fi susținute de rezultatele pescuirilor științifice cu ajutorul plaselor staționare în aval de hidrocentrala Dubăsari în anii 2017-2019 (Tabelul A. 7.20.). Printre speciile de pești cu divers statut de raritate sau economic valoroase de origine indigenă, ce pot fi folosite ca reproducători, identificate sistematic în zona aval de hidrocentrală, menționăm: *vârezubul (babușcă pontică)*, *mreana comună*, *plătica*, *scobarul*, *morunașul*, *scumbria-de-Dunăre*, *cega*, *somnul*, *șalăul*, *știuca*, *avatul*, *ocheana*, *cleanul*, *zborișul*, *pietrarul ș.a.* Se constată majorarea alarmantă a abundențelor următoarelor specii invazive de pești în aval de baraj: *carasul argintiu* (plasa cu latura ochiului 30 de mm: D(a.2017) – 14,12%, D(a.2018) – 42,52%; plasa cu latura ochiului de 40 mm: D(a.2017) – 31,50%, D(a.2018) – 9,33%; plasa cu latura ochiului de 50 mm: D(a.2017) – 29,51%, D(a.2018) – 3,17%) și *soretele* (plasa cu latura ochiului de 30 mm: D(a.2017) – 3,14%, D(a.2018) – 9,19%; plasa cu latura ochiului de 40 mm: D(a.2017) – 1,00%, D(a.2018) – 5,22%).

Procesul activ de limnificare a fl. Nistru din cauza fragmentărilor de albie a condus la stabilirea unor condiții favorabile de reproducere și nutriție pentru unele speciile euritope de pești ale căror habitate sunt nemijlocit legate de desigurile de macrofite (de exemplu, *știuca*, *roșioara*, *boarța*, *carasul argintiu*, *babușca*, *crapul ș.a.*). Cu toate acestea, dinamica efectivelor variază semnificativ și depinde mult de talia speciilor și de succesul reproducerii din anumiți ani (dependent de nivelul apei). Astfel, decalajul între biomasa reală și productivitatea piscicolă a ecosistemului este deosebit de evidentă în fl. Nistru, fiind un indicator important pentru evidențierea perturbărilor provocate de factorul antropic. Drept exemplu tipic poate servi populația de *știucă* din fl. Nistru, inclusiv lacul de acumulare Dubăsari. Pe de o parte, aceasta profită, în prezent, de extinderea habitatelor caracteristice și de abundența resurselor trofice, iar

pe de altă parte, din cauza instabilității regimului hidrologic în timpul înmulțirii, braconajului, și lipsei de protecție legală în perioada de reproducere (luna martie), *știuca* nu manifestă o dinamică pozitivă a efectivelor populaționale. Specia are o popularitate mare la pescuit (inclusiv cel ilicit), iar exemplarele mici nematurizate de vârsta 0+, 1+ și 2+, de cele mai multe ori, nu mai sunt returnate în apă. În caz de constatare a ilegalităților, valoarea prejudiciului calculat, ca rezultat al suprapescuitului, este de doar o unitate convențională pentru fiecare exemplar [38]. Este important de menționat că, în urma presiunii factorilor negativi elucidați, în cazul populației de *știucă* din lacul de acumulare Dubăsari, sporește numeric ecomorfa pitică cu ritm lent de creștere, a cărei perioadă de reproducere durează ceva mai mult, constatându-se indivizi ce participă la reproducere și până la sfârșitul lunii aprilie (la temperatura apei de până la 12–14 °C) (Figura A 8.16.). Pe lângă presiunea mare exercitată de pescuitul ilicit neselectiv cu plase, în ultima perioadă se observă o dezvoltare vertiginoasă a pescuitului cu trollingul, care necesită o reglementare urgentă. Această metodă de pescuit cu ambarcațiuni bine echipate este, în special, îndreptată spre capturarea exemplarelor teritorialiste mari, situate la adâncime, și care prin extragere ireversibilă intensifică efectul selectiv de distrugere a celor mai productive genotipuri.

La estimarea parametrilor de creștere a *știucii* din lacul de acumulare Dubăsari (stațiunea din s. Oxentea) se constată un ritm de creștere relativ uniform pe parcursul întregului ciclu vital [20].

Aplicând modelul Bertalanffy, obținem valoarea parametrului k pentru lungime – 0,214 și pentru greutate – 0,156, acesta fiind tabloul caracteristic pentru toate speciile de talie mare și cu multe grupe de vârstă (Tabelul 3.4.) [228].

Tab. 3.4. Parametrii de creștere la *știucă* în lacul de acumulare Dubăsari

$t_0 = -0,185$ $k = 0,214$	$l_\infty = 93,629$ $n = 55$	$t_0 = -0,127$ $k = 0,156$	$w_\infty = 13081,65$	$b = 2,767 \pm 0,175$ $LC = 2,767 \pm 0,248$ $r_{xy} = 0,996 \pm 0,002$
$l = 93,629(1 - e^{-0,214(t+0,185)})$		$W = 13081,65 (1 - e^{-0,156(t-0,127)})^3$		$lg W = (-1,586 \pm 0,171) + (2,76 \pm 0,175)lg l$

La estimarea valorilor lungimii și ale greutatei fiziologice pe care le poate atinge teoretic această specie în lac, s-a obținut, pentru lungime, valoarea de $l_\infty = 93,629$ cm, iar pentru greutate $w_\infty = 13081,65$ g, ceea ce denotă o creștere favorabilă, dacă o raportăm la poziția ocupată de specie în areal. Valorile menționate în literatura de specialitate, de 150 cm lungime și de 35 kg în greutate, sunt caracteristice pentru partea nordică a arealului [166, 175]. Unele studii științifice demonstrează că, în condițiile unui regim termic majorat, intensitatea nutriției la indivizii de *știucă* scade brusc, manifestându-se un spor gravidimensional mai lent [74, 98]. La evaluarea corelației lungime-greutate, se constată valoarea $b = 2,767 \pm 0,175$, ceea ce indică asupra unei creșteri cu caracter alometric negativ. Cauza constă în particularitățile biologice ale speciei: fiind un prădător de pândă, *știuca* are un corp sagitiform. În urma studiilor de repartiție spațială a

acestei specii, s-a demonstrat că ea nu efectuează migrații trofice și reproductive pe distanțe mari (specie sedentară), preferând habitatele unde se găsesc în apropiere atât boiști pentru reproducere, pâlcuri de vegetație pentru refugiul și nutriția grupelor tinere de vârstă, cât și locuri adânci din albie pentru indivizii adulți solitari. În acest sens, zona superioară a lacului este una prielnică pentru habitarea *știucii*. În prezent, din cauza procesului activ de limnificare a ambelor sectoare de albie a fluviului, se urmărește expansiunea speciei până la or. Soroca.

O altă specie care a profitat substanțial, în ultima perioadă, de pe urma proceselor active de împânzire cu macrofite și colmatare a lacului, este *roșioara*. Creșterea în lungime a *roșioarei* în lacul de acumulare Dubăsari relevă un caracter asimptotic, fiind mai accelerată în primele grupe de vârstă, cu o stabilizare în cele ulterioare. Evaluarea valorilor lui k cu ajutorul modelului Bertalanffy (pentru lungime – 0,311, pentru greutate – 0,287) demonstrează o viteză semnificativă de creștere și un timp relativ scurt necesar atingerii dimensiunilor fiziologice maxime estimate ($l_{\infty} = 25,073$ cm și $w_{\infty} = 425,57$ g) (Tabelul 3.5.).

Tab. 3.5. Parametrii de creștere la *roșioară* în lacul de acumulare Dubăsari

$t_0 = -0,126$ $k = 0,311$	$l_{\infty} = 25,073$ $n=67$	$t_0 = -0,125$ $k = 0,287$	$w_{\infty} = 425,57$	$b = 3,059 \pm 0,103$ $r_{xy} = 0,998 \pm 0,001$	$LC = 3,059 \pm 0,169$
$L = 25,073(1 - e^{-0,311(t-0,126)})$		$W = 425,57(1 - e^{-0,287(t-0,125)})^3$		$lgW = (-1,704 \pm 0,183) + (3,05 \pm 0,103)lg L$	

Această creștere, comparativ cu alte ecosisteme acvatice din Republica Moldova, se consideră favorabilă [104]. Ameliorarea stării populaționale a *roșioarei* (sp. limnofilă, fitofilă și macrofitofagă) din lacul de acumulare Dubăsari, observată în ultimul timp, este cauzată de procesul dezvoltării excesive a macrofitelor pe fundalul declinului speciilor ihtiofage de pești. La analiza corelației lungime-greutate, observăm valoarea lui $b = 3,059 \pm 0,103$, indicând o creștere izometrică. Creșterea armonioasă a speciei se datorează, în mare parte, particularităților sale ecologice, în special celor nutritive. *Roșioara* este printre puținele specii care demonstrează o flexibilitate trofică de excepție, de la macrofitofagie, în perioada caldă a anului, până la ihtiofagism facultativ, în perioada de toamnă și în cea prereproductivă, pe când primăvara devreme se hrănește activ cu detritus vegetal și cu alge filamentoase [104, 166, 173, 250], toate aceste resurse trofice fiind din abundență în lac.

Există o corelație clasică pozitivă între biomasa fitoplanctonului și producția piscicolă dintr-un ecosistem acvatic, aceasta din urmă constituind 0,15–0,23% din producția anuală a fitoplanctonului [128]. Un reprezentant tipic care a profitat rapid de pe urma procesului activ de eutrofizare, este *boarța* – specie cu ciclul vital scurt, fitoplanctonofagă, ostracofilă, cu reproducere porționată, care a devenit numeroasă atât în râurile mari și mici, cât și în lacurile naturale, sau cele de baraj din țară [236].

Investigațiile științifice cu volocul pentru puiet din fl. Nistru, efectuate în anii 2015–2018 pe tronsonul barajului Dubăsari–Criuleni, indică următoarele valori ale indicilor ecologici pentru această specie (Tabelul 3.6.):

Tab. 3.6. Valorile indicilor ecologici ai *boarței* în fl. Nistru, aa. 2015-2018 (tronsonul barajul Dubăsari – or. Criuleni)

SPECIA	a. 2015			a. 2016			a. 2017			a. 2018		
	D (%)	C (%)	W (%)	D (%)	C (%)	W (%)	D (%)	C (%)	W (%)	D (%)	C (%)	W (%)
<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	23,84	60,00	14,30	25,08	56,67	14,15	27,00	70,00	18,90	22,03	70,00	15,42

Astfel, specia se încadrează ferm în categoriile celor dominante-eudominate ($D_4 - D_5$) > 5,1%, constante-euconstante ($C_3 - C_4$) > 50,1% și caracteristice ($W_4 - W_5$) > 5,1%.

Aplicând modelul Bertalanffy, observăm că *boarța* din fl. Nistru (stația Criuleni) relevă un ritm de creștere semnificativ (k lungime – 0,53 și k pentru greutate – 0,45), necesar atingerii valorilor fiziologice gravimetrice maxime ($l_\infty=6,38$ cm и $W_\infty=7,66$ g) (Tabelul 3.7).

Tab. 3.7. Parametrii de creștere ai *boarței* în fl. Nistru inferior (or. Criuleni)

$t_0 = -0,27$	$l_\infty = 6,38$	$t_0 = -0,06$	$w_\infty = 7,659$	$b = 3,107 \pm 0,097$	$LC = 3,107 \pm 0,159$
$k = 0,53$	$n = 161$	$k = 0,452$		$r_{xy} = 0,998 \pm 0,001$	
$l = 6,38(1 - e^{-0,53(t+0,27)})$		$W = 7,659(1 - e^{-0,45(t+0,06)})^3$		$lgW = (-1,661 \pm 0,067) + (3,1066 \pm 0,097)lg l$	

Valorile gravimetrice empirice ale indivizilor în grupa de vârstă 5+ ($l=6,22$ cm și $W= 6,49$ g) sunt foarte apropiate de valorile fiziologice maxime estimate matematic, ceea ce denotă o structură de vârstă completă, echilibrată și antropic neafectată, caracteristică speciilor cu ciclul vital scurt în condițiile ecologice actuale. La analiza corelației lungime-greutate, observăm valoarea lui $b=3,107 \pm 0,097$, fapt ce indică o alometrie pozitivă evidentă, favorizându-se creșterea în greutate față de cea în lungime.

Grație modului de reproducere ostracofil, icrele fecundate la *boarță* sunt protejate de alternările mari de nivel ale apei, care sunt frecvente în râurile din Republica Moldova. În prezent, progresia biologică a speciei se urmărește pe tot arealul [91], fiind depistată în cantități semnificative, inclusiv în unele habitate intens poluate ca r. Bâc (raza mun. Chișinău), r. Răut (mun. Bălți), fl. Nistru (stațiunea Soroca). În unele canalele de drenaj, care au devenit izolate spațial de albia Nistrului și Prutului inferior, *boarța* a format populații numeroase în pofida absenței substratului reproductiv caracteristic (cum sunt moluștele bivalve *Unio pictorium* și *Anodonta cygnea*), de aceea, presupunem că unica explicație de perpetuare în timp a acestor populații mici și spațial izolate poate fi doar adaptarea speciei la depunerea icrelor pe un alt tip de substrat reproductiv. În prezent, din cauza progresiei biologice evidente pe tot arealul, *boarța* trebuie exclusă din lista Convenției de la Berna privind conservarea vieții sălbatice și a

habitatelor naturale din Europa (Anexa III) (caz valabil și pentru alte specii de pești: *undreaua*, *osarul*, *ciobănașul*, *guvidul-de-baltă*, *moaca-de-brădiș*) [267].

Particularitățile migraționale reproductive ale speciilor de pești din fluviul Nistru

În prezent, în condițiile intensificării schimbărilor climatice caracterizate de variații bruște a gradientilor de mediu, fragmentare activă a ecosistemelor riverane și suprapescuit cu efect selectiv, urmărim progresia ghildelor ecologice reproductive a speciilor: fitofile sau indiferente la substratul reproductiv, vârstă timpurie de maturizare (1-2 ani), sezon reproductiv mediu-târziu (mai-iulie), perioadă extinsă de depunere a icrelor și instinct patern bine dezvoltat. Aceste particularități corespund majorității speciilor termofile sau euriterme cu ciclul scurt de viață: *speciile de guvizi*, *undreaua*, *soretele*, *murgoiul-bălțat*, *speciile de zvârlugi*, *boarța*, *oblețul ș.a.*

Investigațiile ihtiologice multianuale efectuate în ecosistemele acvatice naturale din Republica Moldova denotă faptul că la unele specii oportuniste se pot constata mai multe forme ecologice reproductive (sedentare, semimigratoare și migratoare), ca reacție adaptivă la condițiile ecologice actuale. De exemplu, investigațiile efectuate în fl. Nistru au pus în evidență două populații numeroase de *ghidrin* cu forme reproductive deosebite. Prima populație habitează în limanul nistrean și urcă pentru reproducere în sectorul Nistrului inferior, pe când a doua populație este localizată între or. Soroca și s. Naslavcea, atingând în prezent un efect invaziv pronunțat în sectorul său miglociu. Alte două specii de origine marină, cum este *gingirica* (*Clupeonella cultriventris*) și *aterina-mică-pontică* (*Atherina boyeri*), de asemenea, au reușit să se adapteze la condițiile lacustre, formând în ecosistemul lacului refrigerent Cuciurgan populații locale deosebit de numeroase, pe viitor existând riscul de pătrundere și în lacul Dubăsari. Este îmbucurător faptul că, dintre speciile native de pești cu divers statut de raritate, *vârezubul* semimigrator (*Rutilus frisii*) a reușit să se adapteze la noile condiții de mediu în fl. Nistru, formând o populație locală în l.a. Dubăsari și o populație semimigratoare/potamodromă în sectorul inferior al fl. Nistru. În cazul populației locale, biotopul rezervorului Dubăsari îi înlocuiește speciei marea și limanul, iar în timpul reproducerii, aceasta urcă în amonte pe fluviu până în apropiere de barajul Novodnestrovsk.

Prin urmare, considerăm mai corect din punct de vedere științific caracterizarea tipului migrației reproductive nu în funcție de specie, ci în funcție de populația concretă dintr-un anumit ecosistem (aceste considerații pot fi extrapolate și pentru alte particularități ecologice). Printre speciile de pești de pe teritoriul Republicii Moldova în cadrul cărora pot exista diverse forme ecologice reproductive și care pot demonstra o flexibilitate pronunțată în aplicarea strategiilor migraționale, putem aminti taxonii din genurile: *Rutilus* (*R. frisii*, *R. heckelii* și *R. rutilus*), *Cyprinus* (*C. carpio*), *Carassius* (*C. auratus s. lato*), *Abramis* (*A. brama*), *Vimba* (*V. vimba*),

Aspius (*A. aspius*), *Sander* (*S. lucioperca*), *Pelecus* (*P. cultratus*), *Alburnus* (*A. alburnus*, *A. sarmaticus*), *Barbus* (*B. barbus*), *Leuciscus* (*L. idus*), *Chondrostoma* (*C. nasus*), *Gasterosteus* (*G. aculeatus*), *Pungitius* (*P. platygaster*), *Syngnathus* (*S. abaster*) ș.a. La nivel intraspecific, la unii reprezentanți ai sturionilor (*păstruga*, *nisetru*, *viza*), *salmonidelor* (*păstrăvul-curcubeu*, *păstrăvul-de-mare*) și *ciprinidelor* (ca *sabița*, *vârezubul*, *morunașul*) există forme migratoare reproductive de primăvară și de toamnă [1, 2, 44]. Indivizii adulți care se ridică primăvara în râuri, se reproduc în scurt timp după găsirea boiștilor prielnice, iar cei care migrează vara-toamna ierneză în râuri și se reproduc în primăvara anului viitor. În perioada actuală, în ecosistemele lotice, din cauza boiștilor repartizate discontinuu de-a lungul albiei, se pot forma grupări de indivizi relativ izolați reproductiv, aceștia fiind dependenți de locurile de reproducere din apropierea zonei de habitare permanentă. Sub aspect spațial, aceste migrații reproductive preiau forma unor verigi care, în totalitatea lor, pot forma un întreg ”lanț reproductiv” în biotopul albiei (Figura 3.8.).

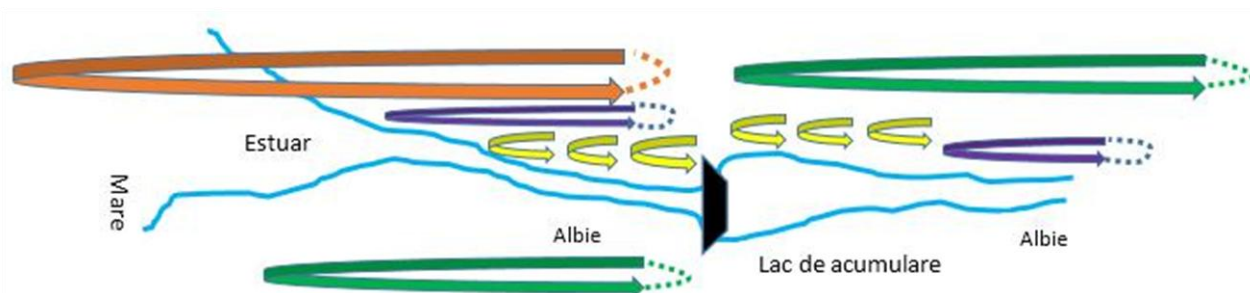


Fig. 3.8. Schema verigilor reproductive ale formelor ecologice migratoare, semimigratoare, reodrome și sedentare într-un ecosistem fluvial fragmentat

În urma fragmentărilor râurilor cu baraje, se produce un efect distructiv catastrofal asupra verigilor reproductive din ecosistem. Migrațiile anadrome se întrerup, cele denatante se soldează adesea cu pierirea progeniturilor la trecerea lor prin turbinele electrice, în stațiile de pompare și acumulările de apă pentru irigație, iar icrele depuse sunt distruse de fluctuațiile bruște ale nivelului apei sau sunt asfixiate prin înămolire.

În condițiile amenințărilor majore asupra speciilor migratoare de pești, un obiectiv important reprezintă studierea stării structural-funcționale a loturilor de reproducători ale *scrumbiei-de-Dunăre* (*Alosa immaculata*) în fl. Nistru, în vederea elaborării principiilor științifice ale managementului bioproductivității. Structura de vârstă a lotului de reproducători a *scrumbiei-de-Dunăre*, care a migrat în fl. Nistru în 2016, demonstrează prezența a trei grupe de vârstă: de 3, 4 și 5 ani, cu o pondere numerică, respectiv, de 2,3%, 32,7% și 65,0%. Analiza comparativă a structurii de sex a *scrumbiei-de-Dunăre* din fl. Nistru indică faptul că, odată cu creșterea vârstei, raportul de sexe se deplasează în favoarea femelelor (la 4 ani – 81%♀/ 19%♂;

la 5 ani – 77%♀/ 23%♂). Studiul ritmului de creștere demonstrează că, în prezent, indivizii de 3 ani ating lungimea de 17,0–18,0 cm și greutatea de 64,0–101,0 g, cei de 4 ani – lungimea de 23,5–25,0 cm și greutatea de 163,0–260,0 g, pe când la femelele de 5 ani se constată două grupe gravidimensionale distincte: cu lungimea de 25,5–26,5 cm și greutatea 190,0–220,0 g, și respectiv lungimea de 29,7–32,0 cm și greutatea de 270,0–410,0 g. Unele studii demonstrează existența a două forme ecologice a *scrumbiei-de-Dunăre* ce se maturizează sexual în diferite perioade – cu ritmul de creștere redus și cu ritmul de creștere rapid [256], fapt confirmat și de cercetările noastre [24].

Până la regularizarea cursului de apă a fl. Nistru, lotul de reproducători a *scrumbiei-de-Dunăre* se ridica până la or. Iampol [76]. În anii '50 ai secolului trecut, loturile de reproducători de *scrumbie* au fost semnalate de la or. Hotin până la limanul nistrean [220]. După construirea hidrocentralei de la Dubăsari, migrările loturilor de reproducători de *scrumbie* au fost limitate de barajul Dubăsari [221], reproducerea acesteia desfășurându-se mai intens pe tronsonul Dubăsari-Varnița, precum și în brațul Turunciuc [85]. Observațiile noastre demonstrează că, în ultimii ani, cele mai importante boiști pentru reproducerea *scrumbiei* sunt situate pe tronsonul Dubăsari-Speia. Declanșarea migrațiilor de reproducere are loc în martie, la temperatura apei de aproximativ 5 °C, cu atingerea apogeului la 10–17 °C (sfârșitul lunii aprilie – începutul lunii mai) și se încheie la 22–24 °C (sfârșitul lunii iunie) [104, 173].

Pescuirile științifice efectuate în stațiunea din s. Olănești în mai 2017, cu ajutorul plasei flotabile cu dimensiunile laturii ochiului de 30 mm, h=3 m, lăsată în derivă pe o distanță aproximativă de 500 m, au constatat, pentru această specie, următoarele valori ale indicilor ecologici analitici: D(%) – 89,89%, C (%) – 100% și W (%) – 89,894% (Tabelul A 7.21.).

Indicii cantitativi cu plasa flotabilă (latura ochiului 30 mm, $L_{activ}=20$ m, h=3 m, d=500 m, n=20) au demonstrat un efort de pescuit per triere – 16,9 exp. și, respectiv de 3,34 kg, iar biomasa evaluată a atins 16,72 kg/ha (Tabelul 3.8.).

Tab. 3.8. Indicii cantitativi ai *scrumbiei-de-Dunăre* (fl. Nistru, s. Olănești)

Efortul de pescuit la o triere (exp./triere)	16,9 exp./triere	$\sigma^2 = 110,20$	σ (SD) = 10,49	Es = 2,40
Efortul de pescuit la o triere (greutatea capturii/triere)	3343 g/triere	$\sigma^2 = 212,66$	σ (SD) = 14,58	Es = 3,34

Notă: σ^2 – dispersia; σ – deviația standard; Es – eroarea standard

Icrele *scrumbiei* sunt batipelagice, fiind depuse în mai multe porții (până la trei), de obicei noaptea și dimineața [104]. Prolificitatea medie absolută este de 98,9 de mii de icre, variind de la 55,3 de mii de icre și 184,0 de mii de icre.

În anul 2018 s-a constatat o migrație reproductivă mult mai slabă a *scrumbiei-de-Dunăre* în comparație cu anii 2017 și 2019, spre exemplu efortul de pescuit în a. 2017 a constituit 16,9 exp./triere, în a. 2018 doar – 6,05 exp./triere, iar în a. 2019 – 30,7 exp./triere (Figura A 7.5).

În lunile iunie-iulie a anului 2018 s-au atestat valuri migraționale repetate, dar cu o intensitate mai joasă ca în lunile aprilie-mai, speciile concentrându-se în masă sub barajul Dubăsari. Lotul de reproducători a fost reprezentat de forma ecologică cu ritm lent de creștere, având greutatea medie de $47,5 \pm 5,38$ g (23–109 g). Unele femele aveau ovarele în stadiul IV₃ de dezvoltare, pe când la altele s-a finalizat cu succes sezonul reproductiv, având produsele sexuale în stadiul VI–II de maturizare (Figura 3.9.).

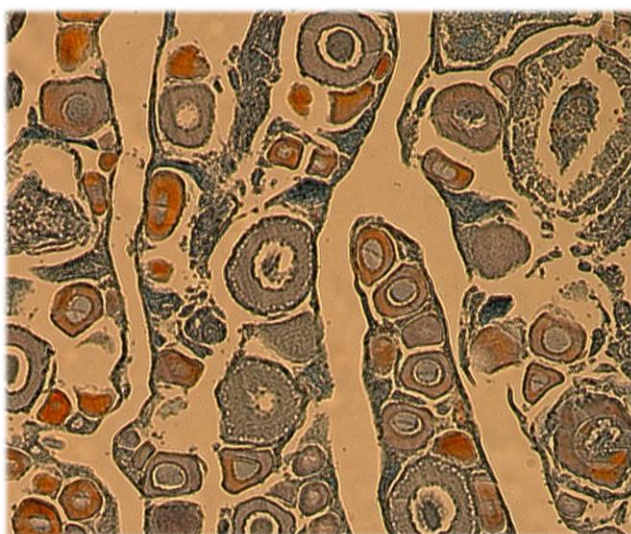


Fig. 3.9. Secțiune de ovar la *scrumbia-de-Dunăre* după depunerea ultimei porții de icre (3) (capturat 08.07.2018)

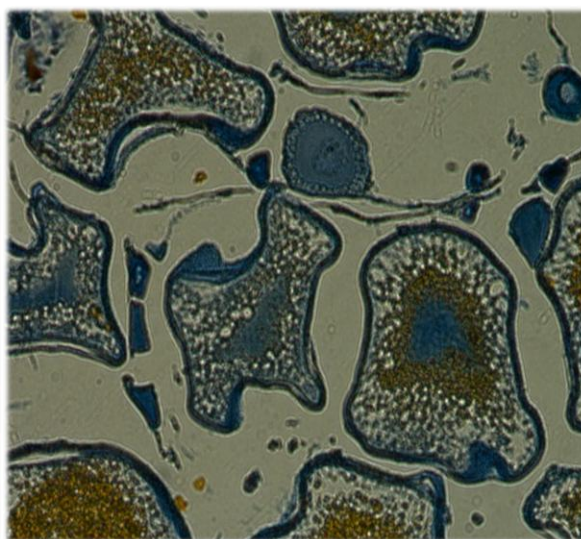


Fig. 3.10. Începutul procesului de resorbție totală a oocitelor *scrumbiei-de-Dunăre* după prima porție de icre depusă (mij. lunii mai)

La femelele de *scrumbie-de-Dunăre* care au reușit să depună a treia porție de icre în ovare se conține un complex de oocite din faza creșterii protoplasmatică și unele oocite din faza incipientă a creșterii trofoplasmatică (D1) (Figura 3.9). Indicele gonadosomatic atinge valoarea de 1,92. În urma construcției barajului de la Dubăsari, cazuri de depunere a tuturor porțiilor de icre se atestă foarte rar; de obicei, este depusă doar o porție (Figura 3.10) [173, 221, 222]. Ca factor determinant pentru depunerea tuturor porțiilor de icre (3) considerăm a fi debitului apei favorabil în lunile iunie-iulie.

Reținerea mai îndelungată a speciei în fluviu a provocat nutriția sa activă cu puiet de pește. La 90% dintre femelele disecate în tractul digestiv era prezent puietul de pește, dintre care 83,3% au demonstrat o selectivitate deosebită față de puietul de șalău (Figura 3.11.).



Fig. 3.11. Ihtiofagismul *scrumbiei-de-Dunăre*, fl. Nistru, iulie 2018, în aval de barajul Dubăsari

În procesul colectării informației cu privire la influența schimbărilor condițiilor climaterice asupra eficienței reproducerii *scrumbiei-de-Dunăre*, s-au evidențiat un șir de factori limitativi la diferite etape ale dezvoltării ontogenetice. De exemplu, în cazul când debitul de apă este foarte redus, icrele transportate de curentul apei, după un anumit segment, se sedimentează pe fund și, ulterior, pier ca rezultat al colmatării și asfixierii [78]. Un alt studiu susține că fragmentarea cursului de apă prin construcția barajului Dubăsari și îndreptarea malurilor conduce la reducerea timpului de dezvoltare embrionară a progeniturilor flotabile și la transportarea precară a alevinilor în zonele cu apă salmastră de la gurile de revărsare unde, ulterior, acestea pier în masă, nefiind adaptate la salinitatea crescută [108].

Pentru realizarea practică a principiilor de gestionare a productivității loturilor de reproducători ale *scrumbiei-de-Dunăre*, a fost elaborată instalația pentru incubarea icrelor embrionate în condițiile curentului de apă continuu (brevet de invenție MD 1112 din 31.01.2017) [6].

3.3. Ihtiofauna râului Prut

Investigațiile efectuate în bazinul râului Prut pe parcursul anilor 2010-2019, au scos în evidență o diversitate ihtiofaunistică constituită din 59 specii de pești, atribuite la 11 ordine și 16 familii (Figura 3.12.). Din numărul speciilor identificate 12 specii de pești sunt incluse în Cartea Roșie a Republicii Moldova (ed. III), la grupa speciilor de pești cu potențial economic putem atribui 19 specii, iar din grupa celor alogene și interveniente menționăm 17 taxoni (Tabelul A 9.1.).

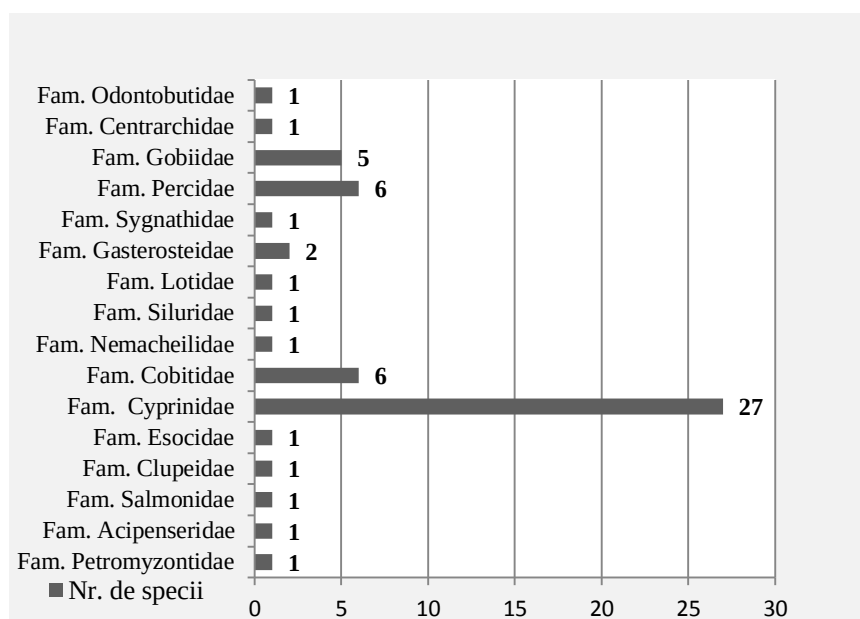


Fig. 3.12. Componenta ihtiiofaunei râului Prut (în limitele Republicii Moldova), aa. 2010-2019

Astfel, la nivel de bazin (în limitele Republicii Moldova), s-au identificat 57 sp. de pești, în ecosistemul lacului Beleu – 45 sp., în bălțile Manta – 39 sp., în l.a. Costești-Stânca – 32 sp. de pești (Figura 3.13.).

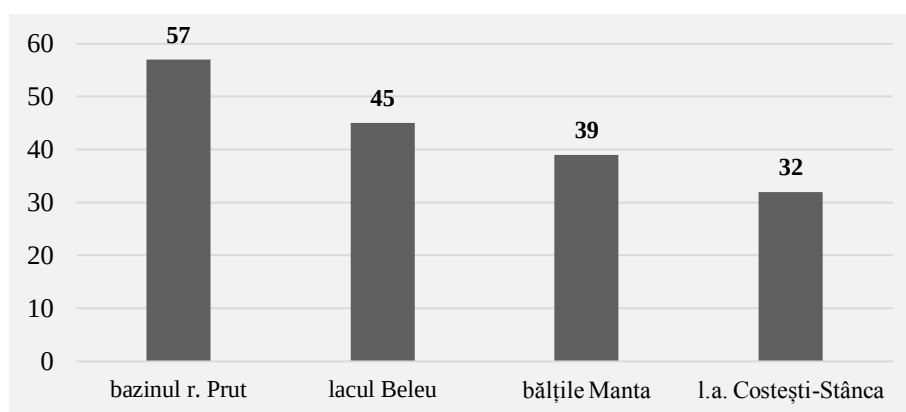


Fig. 3.13. Componenta ihtiiofaunei principalelor ecosisteme acvatice din bazinul r. Prut (în limitele teritoriale ale Republicii Moldova, aa. 2010-2019)

Pentru a evidenția succesiunile ihtiiofaunistice din ultimele decenii și starea structural-funcțională a populațiilor de pești din ecosistemul r. Prut, s-a recurs la analiza literaturii existente în domeniu, inclusiv la propriile rezultate [2, 11 28, 58, 100, 101, 104, 180] (Figura 3.14.).

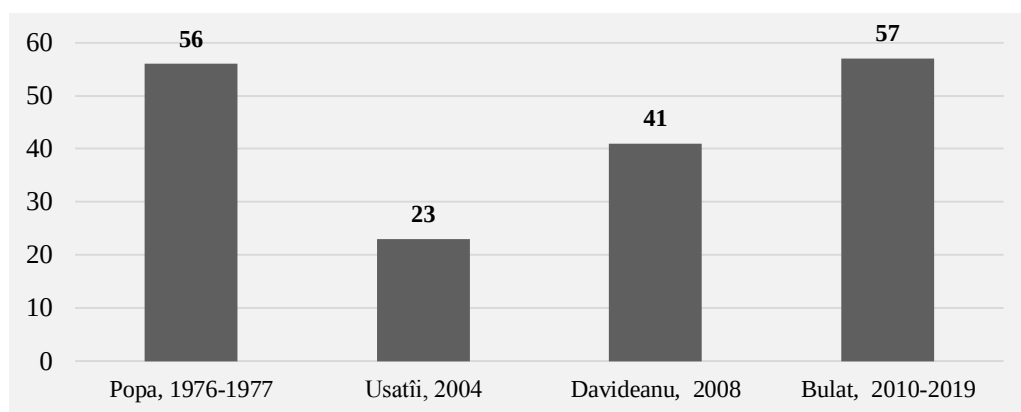


Fig. 3.14. Diversitatea ihtiofaunistică a râului Prut în aspect temporal

În pofida faptului că râul Prut conține un număr mai mic de specii de pești în comparație cu fluviul Nistru, ponderea celor cu divers statut de raritate este mai înaltă, ceea ce reprezintă un indicator ferm al bunăstării ecologice mai favorabile (Tabelul A 9.1.).

După inundațiile majore din 2008 și 2010, în ecosistemul r. Prut au pătruns cantități semnificative de ciprinide asiatice introduse și rasele de cultură ale *crapului european*, iar în l.a. Costești-Stânca a fost semnalată specia alogenă de cultură – *păstrăvul-curcubeu* [238]. De asemenea, efectul inundațiilor a provocat întrepătrunderea parțială a zonelor piscicole și decolmatarea boiștilor, pătrunzând activ din amonte specii reofile ca: *mreana comună*, *cleanul*, *scobarul*, *morunașul*, *câra-balcanică* (mai abundente în perioada de toamnă), iar din aval și-au extins aria de răspândire *soretele*, *moșul-de-Amur*, *umflătura-golașă-pontică*, *ghiborțul-de-Dunăre*, *dunărița*, *porcușorul-de șes*, *undreua*, *guvidul-de-baltă* ș.a.

Diversitatea speciilor de pești din bazinul r. Prut, din cauza coloritului hidrobiotic, nu este distribuită uniform de-a lungul albiei. În prezent, pot fi evidențiate 5 tipuri de habitate majore cu specii și asociații caracteristice (Figura A. 9.1.).

- **Zona pragurilor, vadurilor și grindurilor** – reprezentanții tipici sunt: oblețul – *Alburnus alburnus*, beldița comună – *Alburnoides bipunctatus*, porcușorul-de-nisip – *Romanogobio kessleri*, câra-balcanică – *Sabanejewia balcanica*, ciobănașul – *Neogobius fluviatilis*, mreana comună – *Barbus barbus*, mreana-vânăta – *Barbus petenyi*,.
- **Zona tipică de albie** – reprezentanții caracteristici sunt: somnul – *Silurus glanis*, plătica – *Abramis brama*, cleanul – *Squalius cephalus*, avatul – *Aspius aspius*, oblețul – *Alburnus alburnus*, morunașul – *Vimba vimba*, mreana comună – *Barbus barbus*, ocheana – *Ballerus sapa*. Speciile, precum, batca – *Blicca bjoerkna*, văduvița – *Leuciscus idus* și sabița – *Pelecus cultratus* sunt caracteristice doar sectorului inferior al r. Prut.
- **Zona lacului de acumulare Costești-Stânca** – reprezentanții caracteristici sunt plătica – *Abramis brama*, babușca – *Rutilus rutilus*, bibanul – *Perca fluviatilis*, avatul – *Aspius aspius*,

șalăul – *Sander lucioperca*, oblețul – *Alburnus alburnus*, crapul de cultură – *Cyprinus carpio*, ciprinidele asiatice – *Hypophthalmichthys molitrix*, *H. nobilis* și *Ctenopharyngodon idella* ș.a.

- **Zona lacurilor naturale Beleu și Manta** cu următorii reprezentanți caracteristici: carasul argintiu – *Carassius auratus s. lato*, plătica – *Abramis brama*, batca – *Blicca bjoerkna*, babușca – *Rutilus rutilus*, oblețul – *Alburnus alburnus*, crapul – *Cyprinus carpio*, speciile de ghiborț – *Gymnocephalus cernua* și *G. baloni*, roșioara – *Scardinius erythrophthalmus*. În perioada reproductivă și a viiturilor mari tabloul ihtiofaunistic este puternic influențat de ihtiocenozele fl. Dunărea și r. Prut.
- **Zona suprafețelor inundate cu acoperire temporară sau permanentă de apă** alimentate în timpul viiturilor de r. Prut (prutețe și brațe oarbe, japșe, privale ș.a.) – reprezentanții tipici sunt: carasul argintiu – *Carassius auratus s. lato*, soretele – *Lepomis gibbosus*, moșul-de-Amur – *Perccottus glenii*, murgoiul-bălțat – *Pseudorasbora parva*, boarța – *Rhodeus amarus*, bibanul – *Perca fluviatilis*, babușca – *Rutilus rutilus*, știuca – *Esox lucius*, osarul – *Pungitius platygaster* ș.a.

În urma analizei valorilor indicilor ecologici analitici a capturilor piscicole cu volocul în sectorul medial al r. Prut, se poate constata o corelație pozitivă evidentă între particularitățile hidrobiotopice și afinitățile speciilor de pești (Tabelul A 9.2.).

Valorile indicilor ecologici sintetici, obținuți în baza capturilor cu ajutorul volocului pentru puiet în sectorul medial al r. Prut, relevă cea mai mare valoare a diversității Shannon-Wiener (Hs) în zona albiei cu curgere lentă ($3,937 \pm 0,117$) (Tabelul 3.9.).

Tab. 3.9. Indicii ecologici sintetici ai ihtiofaunei principalelor tipuri de habitate majore din sectorul Prutului medial

Indicii ecologici sintetici	Zona vadurilor și pragurilor	Zona albiei	Zona de litoral a l.a. Costești-Stânca
Indicele Shannon-Wiener (Hs)	$3,133 \pm 0,039$	$3,937 \pm 0,117$	$3,581 \pm 0,121$
Indicele Simpson (Is)	$0,204 \pm 0,009$	$0,103 \pm 0,003$	$0,118 \pm 0,004$
Echitabilitatea Lloyd-Gheraldi (e)	$0,136 \pm 0,006$	$0,116 \pm 0,003$	$0,119 \pm 0,004$

Valoarea mare a lui Hs ($3,937 \pm 0,117$) este rezultatul interacțiunii reprezentanților piscicoli din diferite tipuri de habitate majore. Zona vadurilor și pragurilor cu curgere mai rapidă a apei este caracterizată de o diversitate ihtiofaunistică mai mică ($3,133 \pm 0,039$), dar e constituită, în special, din reprezentanți stenotopi (*beldița*, *cleanul*, *mreana-vânăță*, *porcușorii*, *râmbița* ș.a.), care devin dependenți vital de gradul de conservare a acestui habitat specific. *Moșul-de-Amur*, specie invazivă, care era semnalat anterior de către noi doar în afluenții r. Prut din zona de nord a țării, în prezent este capturat constant în albia sectorului medial al r. Prut, în l.a. Costești-Stânca (sec. superior) și în aval de baraj.

Investigațiile efectuate în sectorul inferior al r. Prut în anul 2016 cu ajutorul volocului, au pus în evidență următoarele particularități ihtiofaunistice sub aspect sezonier (Tabelul A 9.3.) [11]:

- În regiunea de confluență cu Dunărea, ihtiofauna este cea mai bogată, grație zonei de ecoton (primăvara – 25 specii, vara – 27 specii, toamna – 31 specii), formându-se suprafețe comune de contact între albie, lunca inundabilă și fl. Dunărea (Figura 3.15.).

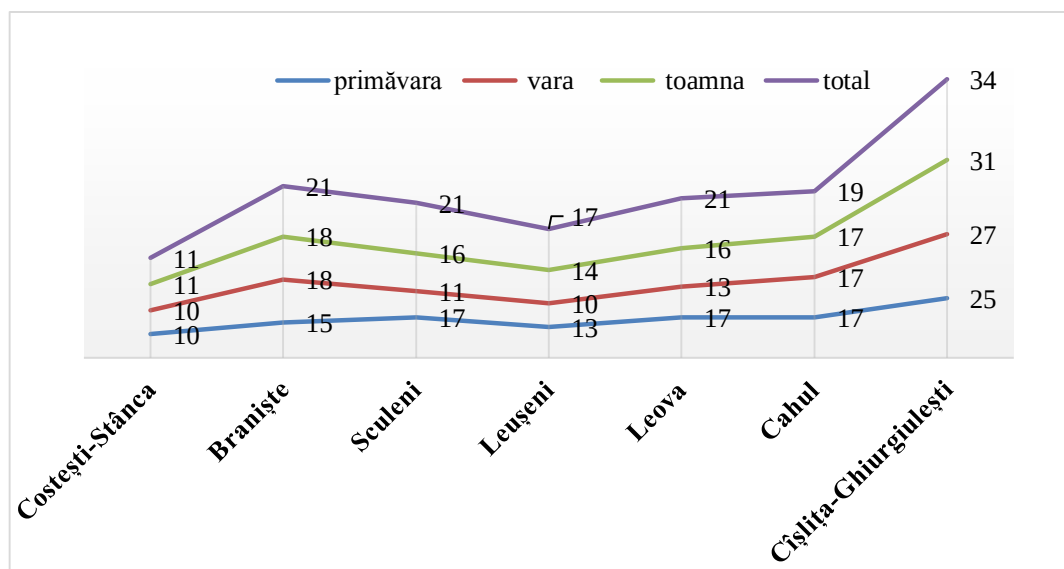


Fig. 3.15. Dinamica diversității specifice sub aspect sezonier în r. Prut

Dintre speciile cu divers statut de raritate, în această zonă se capturează sistematic *văduvița* și *sabița* care practic au dispărut în alte ecosisteme acvatice lotice ale Republicii Moldova. De menționat că, în această zonă, se constată o pondere semnificativă a speciilor invazive și interveniente de pești ca: *carasul argintiu*, *soretele*, *murgoiul-bălțat*, *ciobănașul*, *mocănașul*, *moaca-de-brădiș*, *guvidul-de-baltă*, *umflătura-golașă-pontică* și *undreaua*. Acest tablou ihtiofaunistic, în mare parte, este determinat de influența majoră a fl. Dunărea (ca sursă de import de noi taxoni), cât și de prezența, în zona respectivă a numeroase crescătorii piscicole, canale, bălți și lacuri care, în perioada viiturilor mari, fac schimb reciproc activ de reprezentanți piscicoli (*crap*, *sorete*, *caras argintiu*, *murgoi-bălțat*, *osar*, *știuca*, *babușca* ș.a.). Printre speciile indigene de pești, taxoni comuni devin: *oblețul*, *puietul de avat*, *batca*, *boarța*, *babușca*, *plătica*, *știuca*, *ocheana*. În sezonul reproductiv, în zona de litoral crește elocvent abundența *ghiborțului-de-Dunăre* (Figura A 10.1.). În vara anului 2016, în zona de confluență cu Dunărea, *bibanul* a avut o pondere semnificativă în capturi ($D_{vara}=7,64\%$; $C_{vara}=50,0\%$; $W_{vara}=3,81\%$), fapt ce scoate în evidență circumstanțele de apariție a speciei (necaracteristice albiei) pe suprafețele afectate de inundațiile majore din 2008 și 2010 (de exemplu, crescătoriile piscicole de lângă or. Cahul, întinsurile de apă de lângă satele Gotești, Stoianovca, Cotul-Morii). La sfârșitul lunii iulie 2016, au fost capturate două exemplare de *puiet de sânger* cu greutatea medie de 0,3 g, iar

toamna, la sfârșit de octombrie, au fost semnalate cinci exemplare cu greutatea cuprinsă între 3,53–5,70 g (Figura A 10.2.). În toamna anului 2018, s-a constatat un tablou similar, dar numărul de indivizi capturați în albia Prutului inferior a atins deja 35 de exemplare. Acest fapt nu exclude proveniența acestor proenituri din Dunăre, unde specia deja s-a naturalizat cu succes, sau chiar naturalizarea sa în r. Prut.

În primăvara anului 2019 a fost identificată *dunărița* (Fig. A 1.29.) – specie endemică a fl. Dunărea, capturată în premieră în r. Prut (Fig. A 10.12.).

- În lacul de acumulare Costești-Stânca (în zona barajului), pescuirele de control au pus în evidență o diversitate ihtiofaunistică constituită din 11 specii de pești, dintre care cele eudominante (D5) și caracteristice (W4–W5) sunt: *bibanul* ($D_{\text{anual}}=23,70\%$; $W_{\text{anual}}=14,84\%$), *oblețul* ($D_{\text{anual}}=22,33\%$; $W_{\text{anual}}=9,43\%$), *babușca* ($D_{\text{anual}}=17,85\%$; $W_{\text{anual}}=10,07\%$) și *ghiborțul comun* ($D_{\text{anual}}=12,82\%$; $W_{\text{anual}}=6,15\%$) (Figura A 10.3.). *Babușca* și *bibanul* formează, în zona de litoral, ecofenul pitic (*bibanul* la 1 an atinge în medie $l=4,5$ cm și $P=2,62$ g, iar la 2 ani, respectiv, 8,3 cm și 12,9 g). Printre speciile indigene de pești de importanță economică și ecologică majoră, ce au demonstrat efective satisfăcătoare în capturi, putem menționa: puietul de *avat* ($D_{\text{anual}}=3,48\%$; $W_{\text{anual}}=1,03\%$), *platică* ($D_{\text{anual}}=1,17\%$; $W_{\text{anual}}=0,77\%$) și *șalău* ($D_{\text{anual}}=3,34\%$; $W_{\text{anual}}=1,15\%$). Dintre speciile interveniente de pești, cel mai abundent și frecvent în lac devine *ciobănașul* ($D_{\text{anual}}=7,45\%$; $W_{\text{anual}}=2,66\%$) (Figura A 10.4.), iar dintre cele alogene – *carasul argintiu* ($D_{\text{anual}}=3,23\%$; $W_{\text{anual}}=1,46\%$).

- În stațiunea din s. Braniște, situată nemijlocit în aval de lacul Costești-Stânca, diversitatea specifică (primăvara - 15 specii, vara – 18 specii, toamna - 18) este determinată de prezența în abundență a taxonilor euritopi oportuniști, precum: *carasul argintiu*, *murgoiul-bălțat*, *bibanul*, *babușca*, *știuca*, *roșioara*, pătrunse din lacul de acumulare, rezervoarele de apă situate nemijlocit sub baraj și crescătoriile piscicole adiacente (Figura A 10.5.). În același timp, trebuie menționat că acest hidrobiotop tipic reofil, cu apă curată și transparentă, cu substrat nisipos, și cu maluri abrupte, intens umbrite de copaci, formează habitate prielnice pentru speciile reofile de pești: *cleanul*, *mreana comună*, *scobarul*, *porcușorul-de-nisip*, *pietrarul*, *fusarul* ș.a. (Figura A 10.6.). Odată cu răcirea apei, în majoritatea stațiilor de prelevare a probelor din r. Prut se constată creșterea semnificativă a valorilor cantitative pentru speciile reofile de pești ca *cleanul*, *scobarul*, *mreana comună*, *morunașul*, *ocheana* ș.a. (Figura A 10.7.). Dintre speciile native euritope, domină *boarța*, iar dintre cele interveniente crește accentuat ponderea *moacă-de-brădiș*. Speciile alogene invazive ca *soretele* și *moșul-de-Amur* au format deja populații locale stabile sub barajul Costești-Stânca.

- În stațiunea Cahul se constată un tablou asemănător cu cel din stațiunea s. Braniște, unde ihtiofauna tipic reofilă este activ completată cu specii ubicviste de pești ca *murgoiul-bălțat*,

carasul argintiu, *babușca*, *bibanul*, și cu cele de cultură (*rasele de crap*), provenite din numeroasele ecosisteme limitrofe de apă stagnantă din apropiere (heleșteiele abandonate de lângă or. Cahul, bălțile Manta, crescătoriile piscicole de partea română, canalele de drenaj inundate ș.a.) (Figura A 10.8.).

- Din grupa *guvizilor* care populează r. Prut, cel mai numeros și frecvent în majoritatea punctelor de colectare din albia r. Prut este *ciobănașul*, care a devenit o specie eudominantă (D5) și caracteristică (W4–W5). Sunt alarmante valorile în continuă creștere pentru specia intervenientă *moaca-de-brădiș* în aval de barajul Costești-Stânca (s. Braniște) ($D_{prv.}=8,48\%$, $W_{prv.}=3,39\%$; $D_{toamna}=5,91\%$, $W_{toamna.}=2,95\%$) (Figura A 10.9). De asemenea, trebuie menționată apariția și expansiunea activă în sectorul Prutului inferior a *umflăturii-golașe-pontice* (stația Giurgiulești: $D_{toamna}=5,15\%$, $W_{toamna.}=2,06\%$) (Figura A 10.10.) și majorarea efectivelor *guvidului-de-baltă* în stațiunea terminală de prelevare a probelor Châșlița-Ghirghiulești (Figura A 10.11.).

- Printre speciile alogene de pești semnalate în r. Prut, în anul 2016 cele mai abundente în capturi au fost *carasul argintiu* și *murgoiul-bălțat*, iar în sectorul terminal de sud se poate menționa inclusiv *soretele*. Gradul de afinitate al acestor specii crește semnificativ în zonele de litoral cu apă liniștită și cu vegetație acvatică abundentă, în golfulețe și în canalele aferente albiei.

Analizând indicii de similitudine ecologică (Sørensen), putem constata că cel mai mare grad de asemănare a comunităților piscicole se atestă între stațiunile: Sculeni–Leova (95%, 20 sp. comune), Sculeni–Leușeni (89,0%, 17 sp. comune) și Leușeni–Leova (89,0%, 17 sp. comune), iar cea mai mică valoare a similitudinii se constată între comunitățile lacului de acumulare Costești-Stânca și în majoritatea absolută a stațiunilor situate în aval de acesta (Tabelul. 3.10.).

Tab. 3.10. Valorile indicelui de similitudine ecologică (Sørensen) a comunităților piscicole din r. Prut (a. 2016)

	Costești (baraj)	Braniște	Sculeni	Leușeni	Leova	Cahul	Câșlița- Giurgiulești
Costești		0,50	0,50	0,57	0,50	0,66	0,48
Braniște			0,80	0,73	0,76	0,60	0,76
Sculeni				0,89	0,95	0,75	0,72
Leușeni					0,89	0,77	0,62
Leova						0,75	0,69
Cahul							0,71
Câșlița- Giurgiulești							

În stațiile de prelevare a probelor Braniște, Cahul, Câșlița–Giurgiulești, se constată o diversitate ihtiofaunistică relativ mare (H_s crește), completată în timpul viiturilor pe contul

speciilor provenite din crescătoriile piscicole din apropiere, din canale și brațe adiacente (*știuca*, *carasul argintiu*, *crapul*, *soretele*, *bibanul*, *murgoiul-bălțat*, *osarul ș.a.*) și, nu în ultimul rând, pe seama fl. Dunărea ca izvor primordial de îmbogățire a ihtiofaunei r. Prut (*umflătura-golașă-pontică*, *moșul-de-Amur*, *soretele*, *murgoiul-bălțat*, *zvârluga-de-Dunăre*, *ghiborțul-de-Dunăre*, *porcușorul-de-șes ș.a.*) (Figura 3.16.).

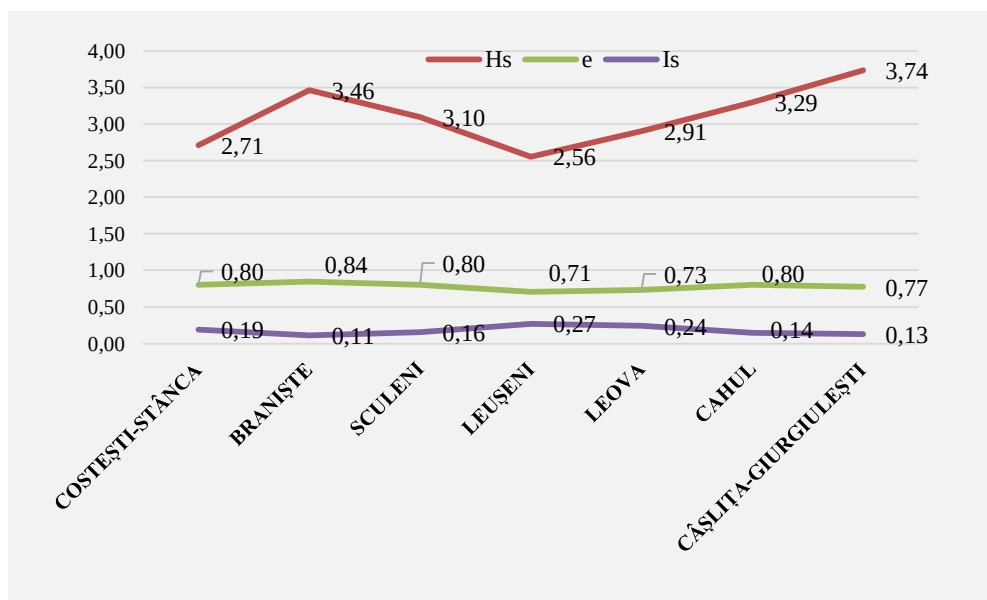


Fig. 3.16. Valorile indicilor ecologici sintetici în capturile cu volocul pentru puiet (r. Prut, a. 2016)

În stațiunea Braniște, o influență semnificativă la constituirea structurii specifice îl are lacul Costești-Stânca, o sursă primordială de import a speciilor limno-reofile de pești.

La analiza cantitativă, observăm că valorile densității numerice și a biomasei sunt mai mici în r. Prut decât în fl. Nistru, factorul determinant fiind particularitatea zonei de litoral, vădit mai îngustă și mai săracă în pălcuri de vegetație acvatică (Tabelul 3.11.). În zona de litoral a lacului de acumulare Costești-Stânca, în pofida unei diversități specifice modeste, se atestă majorarea substanțială a biomasei și a efectivelor speciilor euritope de pești (*babușca*, *bibanul*, *oblețul*, *ghiborțul comun*, *ciobănașul ș.a.*) ca răspuns la îmbunătățirea condițiilor de nutriție. În anul 2016, în l.a. Costești-Stânca (zona barajului) densitatea medie estimată cu ajutorul volocului pentru puiet este de 2133 exp./ha, biomasa atingând 40,46 kg/ha.

Tab. 3.11. Valorile medii cantitative ale capturilor cu volocul pentru puiet (r. Prut, a. 2016)

	COSTEȘTI-STÂNCA	BRANIȘTE	SCULENI	LEUȘENI	LEOVA	CAHUL	CÂȘLIȚA-GIURGIULEȘTI
Densitatea (exp./ha)	2133,00± 229,18	1528,67± 264,87	917,78± 90,23	679,67± 106,26	891,11± 133,67	1071,00± 189,49	1813,33± 360,64
Biomasa (kg/ha)	40,46± 2,017	37,27± 7,194	18,91± 1,92	13,44± 2,43	18,09± 3,15	23,26± 4,13	42,96± 9,63

Zona de debușare în fl. Dunărea (Giurgiulești, r. Prut), este bogată atât calitativ, cât și cantitativ, găzduind specii din diverse ghilde ecologice și caracteristice diferitor tipuri de ecosisteme acvatice. În anul 2016, în stațiunea Châșlița–Prut–Ghiurgiulești s-a constatat o densitate medie de 1813 exp./ha și o biomasă de 42,96 kg/ha.

Un subiect aparte, care cere o abordare în mod imperativ, este starea structural-funcțională a populațiilor de pești din lacul de acumulare Costești-Stânca. Conform rezultatelor cercetărilor științifice [11, 57, 58, 71, 238] și în baza rapoartelor anuale ale Serviciului Piscicol de Stat, se poate afirma că lacurile de acumulare Costești-Stânca și Dubăsari au o producție piscicolă mult sub valorile lor potențiale. Această stare de fapt este cauzată, în primul rând, de nerespectarea recomandărilor științifice de menținere a nivelului apei în perioada de reproducere, de pescuitul ilicit și de neîndeplinirea măsurilor ameliorativ-piscicole, scopul principal urmărit de autorități fiind obținerea energiei electrice și lupta cu viiturile. Rezultatele multianuale ale pescuitului industrial în l.a. Costești-Stânca sunt reflectate și în formă grafică (Figura A 9.2.). Se observă că cele mai semnificative capturi piscicole industriale s-au constatat în anii '80 și până la începutul anilor '90 ai secolului trecut (în 1990 – 45,71 de tone din care numai *plătica* – 27,06 de tone și *crap* – 7,92 de tone). Ulterior, valorile au scăzut catastrofal, până la 2,39 de tone în 2007. Pe lângă factorii negativi menționați mai sus, în cazul rezervelor piscicole din lac se constată o corelație pozitivă evidentă între rata populărilor cu puiet de pește și cantitatea capturilor industriale din ani diferiți, ceea ce denotă importanța majoră a lucrărilor de ameliorare piscicolă (Figura A 9.3.).

Decalajul între stocurile de pește existente și productivitatea potențială se poate demonstra nu numai prin evaluările directe, ci și în mod indirect, pe baza investigării ritmurilor de creștere a speciilor economic valoroase de pești din lacul de acumulare Costești-Stânca. Aplicarea modelului Bertalanffy pentru estimarea parametrilor de creștere a *șalăului* din l.a. Costești-Stânca relevă un ritm de creștere (k pentru lungime – 0,194, k pentru greutate – 0,147) caracteristic speciilor de talie mare și cu multe grupe de vârstă (al căror potențial de creștere se menține pe parcursul întregii vieți) (Tabelul 3.12.).

Tab. 3.12. Parametrii de creștere a *șalăului* în lacul de acumulare Costești-Stânca

$t_0 = -0,109$	$l_\infty = 83,306$	$t_0 = -0,018$	$w_\infty = 12445,44$	$b = 3,136 \pm 0,093$	$LC = 3,136 \pm 0,152$
$k = 0,194$	$n = 46$	$k = 0,147$		$r_{xy} = 0,998 \pm 0,0007$	
$l = 83,306(1 - e^{-0,194(t+0,109)})$		$W = 12445,44 (1 - e^{-0,147(t-0,018)})^3$		$lg W = (-2,105 \pm 0,05) + (3,136 \pm 0,093)lg l$	

La majoritatea speciilor ihtiofage, sporul semnificativ în lungime și în greutate în primul an de viață se datorează perioadei mai timpurii de reproducere, puietul fiind capabil să consume activ progeniturile speciilor pacifiste ecluzate mai târziu [157]. Unele studii demonstrează că pe fundalul încălzirii globale, puietul speciilor pacifiste de pești iese mai repede de sub presiunea

ihtiofagilor din cauza îmbunătățirii condițiilor de nutriție, de aceea puietul de *șalău* în primul an de viață întâmpină unele dificultăți de asigurare cu hrană la sfârșit de vară-toamnă și este nevoit să treacă la o nutriție alternativă și mai accesibilă, cum sunt gamaridele și mizidele din lac, fapt demonstrat și de către noi [20, 98].

La estimarea valorilor lungimii și greutatei fiziologice maxime pe care le poate teoretic atinge această specie în lac, s-a obținut pentru lungime $l_{\infty} = 83,306$ cm, iar pentru greutate $w_{\infty} = 12445,44$ g, ceea ce este substanțial, dacă raportăm cifrele la întreg arealul speciei [104, 280]. La evaluarea corelației lungime–greutate a *șalăului* din lacul Costești-Stânca, observăm că parametrul b atinge valoarea de $3,136 \pm 0,093$, fapt ce indică o alometrie pozitivă și condiții excelente de creștere și îngrășare în ecosistem. *Șalăul* în l.a. Costești-Stânca, mai ales în grupele de vârstă superioare, dispune de o bază trofică deosebit de favorabilă sub formă de *biban*, *ciobănaș*, *obleț*, *ghiborț comun*, *babușcă ș.a.* În așa fel, acest ihtiofag devine un ameliorator biologic important pentru ihtiocenoza lacului. Este de menționat că încă relativ recent, în anii '60–'70 ai secolului XX, în Republica Moldova se pescuia anual circa 30 tone de *șalău* [23].

Aplicarea modelului Bertalanffy pentru *avatul* din lac relevă un ritm de creștere relativ uniform și favorabil în timp, atât în lungime (k pentru lungime – 0,199), cât și în greutate (k pentru greutate – 0,241). La evaluarea dimensiunilor fiziologice gravimetrice maxime, se constată că specia poate atinge lungimea maximă $l_{\infty} = 81,065$ cm și greutatea $w_{\infty} = 6209,34$ g, indicând la condiții optime de creștere și de îngrășare în ecosistemul lacului de acumulare Costești-Stânca, inclusiv raportat la nivel de areal (Tabelul 3.13.) [104, 250, 280].

Tab. 3.13. Parametrii de creștere a *avatului* în lacul de acumulare Costești-Stânca

$t_0 = -0,158$ $k = 0,199$	$l_{\infty} = 81,065$ $n = 52$	$t_0 = -0,277$ $k = 0,241$	$w_{\infty} = 6209,34$	$b = 2,926 \pm 0,062$ $r_{xy} = 0,999 \pm 0,0004$	$LC = 2,926 \pm 0,101$
$l = 81,065(1 - e^{-0,199(t+0,158)})$		$W = 6209,34 (1 - e^{-0,241(t+0,277)})^3$		$lgW = (-1,678 \pm 0,039) + (2,926 \pm 0,062)lg l$	

În ultima perioadă, se constată o ameliorare ușoară a stării populațiilor de *avat* atât în ecosistemul r. Prut cât și în fl. Nistru. Cauzele principale sunt reacția pozitivă la abundența hrănilor predilecte – *oblețul*, modul litofil de reproducere mai puțin dependent de fluctuațiile nivelului hidrologic și decolmatarea boiștilor în urma inundațiilor puternice anterioare.

Aplicarea modelului Bertalanffy pentru *plătica* din lacul Costești-Stânca scoate în evidență un ritm de creștere relativ uniform în toate grupele de vârstă cu caracter aproape liniar (k pentru lungime – 0,136 și k pentru greutate – 0,106) (Tabelul 3.14.).

Tab. 3.14. Parametrii de creștere a *plăticii* în lacul de acumulare Costești-Stânca

$t_0 = -0,165$ $k = 0,136$	$l_{\infty} = 58,672$ $n = 69$	$t_0 = -0,235$ $k = 0,106$	$w_{\infty} = 8008,18$	$b = 3,080 \pm 0,116$ $r_{xy} = 0,998 \pm 0,001$	$LC = 3,080 \pm 0,190$
$l = 58,672(1 - e^{-0,136(t-0,165)})$		$W = 8008,18 (1 - e^{-0,106(t-0,235)})^3$		$lgW = (-1,758 \pm 0,137) + (3,08 \pm 0,116)lg l$	

La estimarea dimensiunilor fiziologice gravimetrice maxime, observăm că această specie în lac poate atinge teoretic lungimea standard de 58,67 cm și greutatea maximă de 8008 g, încadrându-se în limitele de creștere favorabilă [280]. La analiza corelației lungime-greutate observăm valoarea lui $b=3,080 \pm 0,116$, care indică o creștere izometrică cu tendință de alometrie pozitivă, fiind armonioasă și bine echilibrată. Această valoare se datorează, în primul rând, condițiilor prielnice de nutriție în lac și particularităților biologice ale speciei. *Plătica* poate consuma activ nu numai organismele bentonice, dar și pe cele planctonice. În funcție de dimensiunile formei dominante a zooplanctonului în ecosistem, *plătica* își poate modifica capacitatea selectivă a aparatului său filtrator, iar pentru o valorificare integrală a organismelor planctonice de dimensiuni mici este folosită proprietatea adheziei mucoasei branhiilor [205]. Spectrul trofic larg al speciei și toleranța înaltă la variații mari a gradientilor de mediu au contribuit la extinderea arealului pe tot continentul Eurasiatic [280]. *Plătica* în l.a. Costești-Stânca este considerată, în prezent, una dintre cele mai abundente și mai reprezentative specii indigene valoroase economic de pești.

Aplicarea modelului Bertalanffy pentru estimarea parametrilor de creștere la *babușcă* relevă un ritm de creștere semnificativ atât în lungime, cât și în greutate (k pentru lungime – 0,242, iar k pentru greutate – 0,262) (Tabelul 3.15.). Valorile mai mari ale parametrului k (în comparație cu *șalăul*, *avatul* și *plătica*) indică un timp mai scurt, necesar pentru atingerea dimensiunilor gravimetrice maxime, acest caracter de creștere fiind propice speciilor cu ciclul vital mediu și cu o structură mai simplă de vârstă [228].

Tab. 3.15. Parametrii de creștere a *babușcăi* din lacul de acumulare Costești-Stânca

$t_0 = -0,119$ $k = 0,242$	$l_{\infty} = 36,255$ $n = 76$	$t_0 = -0,074$ $k = 0,262$	$w_{\infty} = 1125,11$	$b = 3,328 \pm 0,144$ $r_{xy} = 0,996 \pm 0,002$	$LC = 3,328 \pm 0,236$
$l = 36,255(1 - e^{-0,242(t+0,119)})$		$W = 1125,11 (1 - e^{-0,262(t+0,074)})^3$		$lgW = (-2,068 \pm 0,11) + (3,328 \pm 0,144)lg l$	

La estimarea valorilor gravimetrice maxime, se poate constata că această specie beneficiază, în ecosistemul lacului de acumulare Costești-Stânca, de condiții favorabile pentru creștere, atingând $l_{\infty}=36,255$ cm și $W_{\infty}=1125,11$ g. La analiza corelației lungime-greutate, observăm valoarea lui $b=3,328 \pm 0,144$, fapt ce indică o alometrie pozitivă evidentă, favorizându-se creșterea în greutate față de cea în lungime. Această valoare este provocată de nutriția activă a speciei cu *dreissena* abundentă din ecosistem. Grație dinților faringieni foarte dezvoltați, taxonul poate consuma fără dificultate *dreissena* cu dimensiuni de până la 20 mm (în comparație cu *batca* – până la 14 mm și cu *plătica* – până la 10 mm) [97, 98]. Unii specialiști consideră că, în prezent, nutriția malacofagă a *babuștii* este favorizată și de progresia biologică a speciei *D. bugensis* (*D. polymorpha* s-a dovedit a fi mai sensibilă la eutrofizare și la încălzirea climatică), la care cochilia este mai subțire și mai slab atașată de substrat, fiind, respectiv, mai

ușor desprinsă și ingerată [257]. Condițiile trofice favorabile *babuștii*, capacitatea adaptivă și competitivă înaltă, cât și presiunea nesemnificativă din partea pescuitului ilicit și a răpitorilor, provoacă avansarea speciei pe poziție multidominantă în lac. În comparație cu alte specii de pești, *babușca* demonstrează o plasticitate reproductivă evidentă, fiind mai puțin pretențioasă la tipul substratului reproductiv și la adâncimea sa de poziționare, ceea ce explică dinamica stabilă a sporurilor populaționale sub aspect multianual. De remarcat că abundența mare a taxonului și fenomenul invaziei lacurilor de acumulare cu *dreissena* în Republica Moldova au contribuit la divizarea speciei în două forme ecologice și în două categorii economice: 1. forma malacofagă de adâncime (3-6 m) valoroasă economic și 2. forma pitică de litoral, trofic oportunistă și depreciată economic. Din punct de vedere ecologic, aceste două forme intraspecifice urmăresc scopul biologic de detensionare a concurenței trofice și de valorificare integrală a resurselor furajere existente în ecosistem. În același timp, trebuie menționat că nu există o delimitare certă între aceste două ecomorfe, fiind identificate și ecofene intermediare. În cazul unor modificări bruște a condițiilor de trai, forma intermediară se poate adapta mai ușor decât formele îngust specializate (conform principiului piramidei stabilității ecosistemice). În anii '60–'70 ai secolului XX, în Moldova se pescuiau anual 505–755 de tone de *babușcă* [23].

O altă specie din l.a. Costești-Stânca în cazul căreia s-a analizat ritmul de creștere și care a devenit destul de frecventă și abundentă în acest ecosistem, mai ales după calamitățile naturale din 2008 și 2010, este *morunașul*. Aplicarea modelului Bertalanffy pentru estimarea parametrilor de creștere relevă un ritm de creștere semnificativ atât în lungime, cât și în greutate (k pentru lungime – 0,31, k pentru greutate – 0,271) și indică un timp relativ scurt, necesar pentru atingerea dimensiunilor gravimetrice fiziologice maxime (Tabelul 3.16.).

Tab. 3.16. Parametrii de creștere a *morunașului* în lacul de acumulare Costești-Stânca

$t_0 = -0,189$ $k = 0,31$	$l_{\infty} = 35,794$ $n = 38$	$t_0 = -0,125$ $k = 0,271$	$w_{\infty} = 1149,318$	$b = 3,20 \pm 0,12$ $r_{xy} = 0,998 \pm 0,001$	$LC = 3,20 \pm 0,197$
$l = 35,794(1 - e^{-0,31(t+0,189)})$		$W = 1149,318(1 - e^{-0,271(t+0,125)})^3$		$lgW = (-1,978 \pm 0,092) + (3,20 \pm 0,12)lg l$	

La estimarea dimensiunilor fiziologice maxime, s-a constatat că *morunașul* în ecosistemul lacului de acumulare Costești-Stânca poate atinge lungimea standard $l_{\infty} = 35,794$ cm și greutatea maximală de 1149 g, aceasta fiind o creștere favorabilă dacă o raportăm la nivel de areal [280]. La evaluarea corelației lungime-greutate, se constată valoarea lui $b = 3,20 \pm 0,12$, ceea ce indică o alometrie pozitivă accentuată, favorizându-se creșterea în greutate față de cea în lungime. Acest caracter de creștere este determinat și de schimbarea condițiilor de viațuire ale speciei tipic reofile în mediul cu apă stagnantă, trofic mai bogată, inclusiv prin posibilitatea valorificării resurselor de *dreissena* abundente din lac.

Un exemplu elocvent de prosperare a speciilor de pești cu ciclul vital scurt în ecosistemul lacului Costești-Stânca este *oblețul*. Taxonul demonstrează un ritm de creștere favorabil (la 5+ *oblețul* atinge lungimea medie standard de 15,5 cm și greutatea de 61,0 g) și un spor populațional semnificativ. În structura de vârstă, ponderea maximală o au indivizii din grupele de vârstă 2-2+ (32,4%) și 3-3+ (39,8%), 4-4+ (15,1%), 5-5+ (7,2%). Astfel, efectivul înalt din lac reprezintă răspunsul la o serie de factori provocatori ca: 1. prolificitatea înaltă și perioada extinsă de reproducere (din aprilie până în august); 2. deficitul ihtiofagilor obligatorii; 3. absența presiunii pescărești din cauza taliei mici; 3. condiții favorabile de nutriție și de reproducere. Unicul factor limitativ pentru această specie devine abundența răpitorilor facultativi ca *bibanul*, care consumă activ puietul în fazele incipiente de viață. În condiții de efectiv optimal, specia are o semnificație majoră ca verigă trofică în nutriția ihtiofagilor din lac (mai ales a *avatului* și a *șalăului*), iar în cadrul biocenozei asigură continuitatea fluxului energetic între nivelurile trofice ca verigă de legătură între plancton și speciile ihtiofage din ecosistem.

Este foarte important de menționat că, grație diversității mari de habitate în lacurile mari de acumulare, tabloul ihtiofaunistic se modifică semnificativ în timp și în spațiu și depinde de particularitățile reliefului fundului (respectiv, de distribuția resurselor trofice), de anotimp, de perioada nictemerală, de regimurile hidrologic, termic, gazos ș.a. [98, 128, 157].

De exemplu, la nivel de specie, indivizii ocupă în diferite etape ontogenetice, habitate distincte, iar odată cu scăderea bruscă a nivelului apei în lac are loc agitarea bentosului și, în consecință, se activează ulterior nutriția speciilor bentosofage. Când are loc creșterea nivelului apei, peștii se deplasează spre maluri și în amonte. În zona golfurilor Răcovăț, Ciuhur și lângă s. Dumeni, crește semnificativ ponderea *bibanului*. În sectorul superior, *scobarul*, *cleanul*, *morunașul*, *ocheana* și *mreana comună* devin mai numeroase, iar odată cu scăderea temperaturii apei, ponderea lor crește inclusiv în aval. În zona concentrării coloniilor de *dreissena* crește ponderea *babuștii*, *bibanului*, *crapului*, *plăticii* și *morunașului*. În zona de litoral, în perioada vegetativă domină *oblețul*, *ghiborțul* și formele pitice ale *bibanului* și *babuștei*, iar în zonele cu reliefări de fund crește ponderea *șalăului*, *somnului* și *ecofenului bibanului de adâncime*. *Somnul* este mai numeros în sectorul superior al lacului. *Avatul*, ca răpitor pelagic, manifestă o dependență spațială evidentă față de prezența prăzii predilecte, cum este *oblețul*. *Mreana comună*, *scobarul*, *morunașul*, *ciobănașul* și *ghiborțul comun* se concentrează, de obicei, în habitatele cu substrat nisipos sau pietros și sunt mai active noaptea, pe când *ciprinidele asiatice* ocupă largul lacului (zona pelagială), efectuând migrații trofice și pseudoreproductive pe distanțe mari [238].

În timpul perioadei de reproducere, majoritatea speciilor de pești se concentrează la boiștile vaste situate de partea română a frontierei, iar la iernare, vin mai activ la gropile

numeroase localizate de partea moldovenească. Este foarte îmbucurător faptul că, în primăvara anilor 2016, 2017 și 2018, s-a menținut un nivel al apei destul de favorabil în timpul prohibiției anuale, iar pescuirile științifice de control au constatat o pondere semnificativă în capturi a puietului de *crap*, *somn*, *șalău*, *plătică* și *avat*. Vara, distribuția spațială a indivizilor din populații prezintă un caracter mai dispersat.

Indicii ecologici analitici obținuți în baza pescuirilor cu plasele staționare de diferite dimensiuni ale laturii ochiului (14x14 mm, 20x20 mm, 30x30 mm, 40x40 mm, 60x60 mm și 80x80 mm) din l.a. Costești-Stânca (or. Costești) pe parcursul anilor 2012-2013, denotă un tablou ihtiofaunistic pe care îl prezentăm în Tabelul A 9.4. În capturile cu plasa staționară cu dimensiunile laturii ochiului de 14x14 mm, conform indicelui de semnificație ecologică (W), doar *oblețul* (79,86%) devine specie caracteristică (W5). În capturile plasei staționare cu dimensiunile laturii ochiului de 20x20 mm, speciile caracteristice (W5,W4) sunt *babușca* (39,51%) și *bibanul* (18,33%). În plasa cu dimensiunile laturii ochiului de 30x30 mm, cel mai mare aport structural și productiv aparține speciilor caracteristice (W4, W5), precum: *babușca* (36,56%), puietul de *plătică* (9,46%) și *bibanul* (14,52%). În plasa staționară cu dimensiunile laturii ochiului de 40x40mm, speciile caracteristice (W4,W5) devin, de asemenea, *babușca* (35,81%), *plătica* (14,32%) și *bibanul* (5,76%). Ponderea și gradul semnificativ de prezență a *babuștii* și *plăticii* determină necesitatea atribuirii lacului la categoria piscicolă de tip babușcă-plătică [128]. În plasa staționară cu dimensiunile laturii ochiului de 60x60 mm, conform indicelui de semnificație ecologică (W), speciile caracteristice sunt: *plătica* (18,59%), *șalăul* (6,92%) și *avatul* (5,38%). În plasa staționară cu dimensiunile laturii ochiului de 80x80 mm, speciile eudominante devin: *crapul* (10,42%), *cosașul* (14,58%), *sângerul* (18,75%), *plătica* (25,00%) și *novacul* (27,08%). După valoarea indicelui de semnificație ecologică, speciile caracteristice sunt: *sângerul* (5,63%), *cosașul* (7,29%), *novacul* (8,13%) și *plătica* (10,00%). Sculele cu dimensiunile laturii ochiului mai mari de 80 mm (100–150 mm) sunt folosite exclusiv la capturarea ciprinidelor asiatice care, în l.a. Costești-Stânca, pot atinge dimensiuni gravimetrice deosebit de mari.

Dominața speciilor de pești din capturile obținute cu diverse unelte de pescuit (inclusiv electronarcoză) și în diferite puncte de colectare situate pe l.a. Stânca-Costești (a. 2014), sunt reflectate în următoarea diagramă (Figura 3.17.) [238].

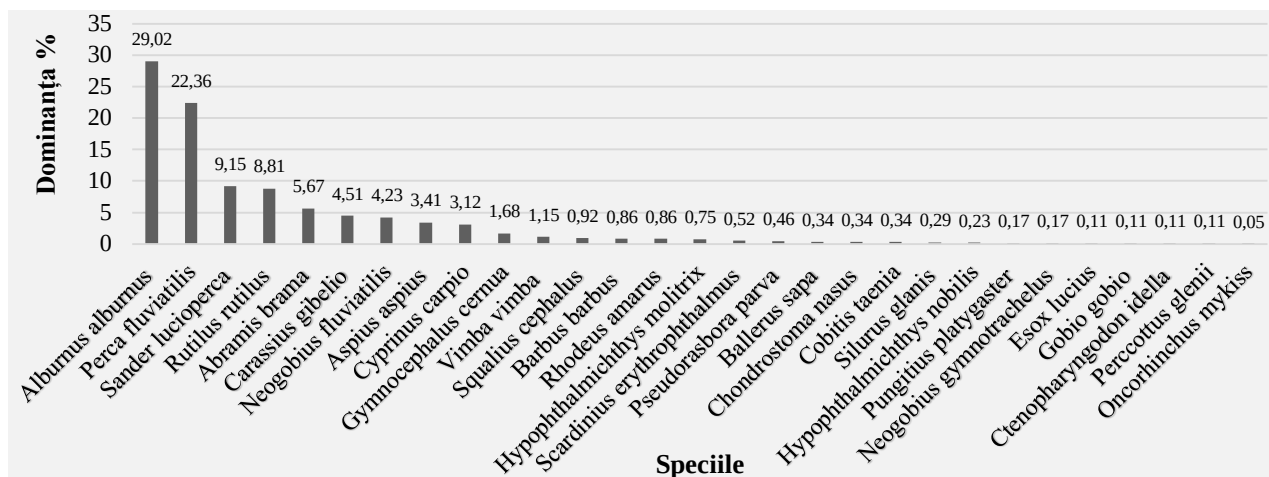


Fig. 3.17. Dominanța speciilor de pești din lacul de acumulare Costești-Stânca (a. 2014)

Conform valorilor obținute, pentru lacul Costești-Stânca se evidențiază un grup alcătuit din două specii eudominante din punct de vedere numeric: *Alburnus alburnus*, specie euritopă cu ciclul vital scurt, care atinge o pondere de 29,02%, și *Perca fluviatilis*, cu o abundență relativă de 22,36% și care, fiind un răpitor facultativ, se adaptează foarte bine în condițiile lacurilor de acumulare. Aceste două specii eudominante (D₅) sunt urmate de un grup din trei specii dominante (D₄): *Sander lucioperca* cu 9,15%, specie ihtiofagă de importanță economică și biomeliorativă majoră, *Rutilus rutilus*, specie tolerantă de talie medie, omnivoră și euritopă cu 8,81% din captură și *Abramis brama*, specie limno-reofilă, omnivoră, cu 5,67% din captură. Abundența șalăului a fost sporită, probabil, prin intervenția Serviciului Piscicol al Republicii Moldova care a anunțat, în anul 2014, introducerea de cuiburi conținând peste două milioane de icre embrionate aduse din lacul Razelm. Este necesar de accentuat că în urma acestei campanii de pescuit lista speciilor de pești din lac s-a completat cu un taxon nou de origine alogenă - *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), care, cel mai probabil a pătruns accidental din gospodăriile piscicole situate în amonte în timpul inundațiilor majore din anii 2008, 2010 [238]. Specia a fost identificată în capturi repetat la sfârșitul primăverii anului 2019, când, a avut loc creșterea bruscă a nivelului apei din lac.

Pescuirile științifice cu ajutorul plaselor staționare, nemijlocit în albia Prutului inferior (stațiunea Țiganca) după inundațiile din 2010, au demonstrat supremația numerică a puietului de sânger. De asemenea, speciile caracteristice sunt batca, plătica și oblețul. S-a constatat o pondere satisfăcătoare a unor specii ihtiofage ca avatul, șalăul și somnul. În plasele staționare cu dimensiunile laturii ochiului 50 mm, speciile reprezentative de pești sunt: sângerul (D₅), avatul (D₅), plătica (D₅), sabița (D₄), crapul (D₄), somnul (D₄) și șalăul (D₄) (Tabelul A 9.5). Prezența în cantități semnificative a sabiței de dimensiuni mari (L > 50 cm, l > 43 cm și P > 700 g) sugerează începutul reabilitării populației semimigratoare. Toamna, sabița migrează în r. Prut la iernare, unde primăvara se reproduce în albie, iar ulterior coboară în deltă la nutriție și

îngrășare, unii indivizi continuând însă să se hrănească mai departe în albie. De asemenea, prezența constantă a *somnului* în capturi până în luna noiembrie (*somnul* fiind o specie relativ termofilă), observată pe parcursul ultimilor ani, indică asupra măririi perioadei activității sale trofice pe fundalul tendinței de încălzire climatică. Mai mult ca atât, Oțel V. susține că în delta Dunării *somnul* se poate hrăni și în timpul iernilor blânzi [44].

Efectuarea seriilor de pescuiri științifice de control lângă s. Giurgiuilești (2015) cu plasa 40x40 mm pusă în derivă pe o distanță de 300 m, a evidențiat următoarele specii eudominante (D5): *plătica* (49,4%) și *batca* (13,6%). După valoarea indicelui de semnificație ecologică (W), specii caracteristice (W4,W5) devin, de asemenea, *plătica* (49,4%) și *batca* (9,5%), ambele aducând un aport productiv și structural maximal în ihtiocenoza sectorului inferior al r. Prut (Tabelul A 9.6.).

În anii 2018-2019 s-a constatat un succes reproductiv înalt pentru speciile cu perioadă medie-târzie de depunere a icrelor (nivelul ridicat al apei în toată perioada lunilor mai – mij. lunii iulie). Drept exemplu, poate fi demonstrată creșterea semnificativă a ponderii puietului speciilor economic valoroase de pești în capturile cu volocul, precum este *somnul european* și *crapul* din sectorul Prutului inferior (Figura 3.18, Figura A 10.13).

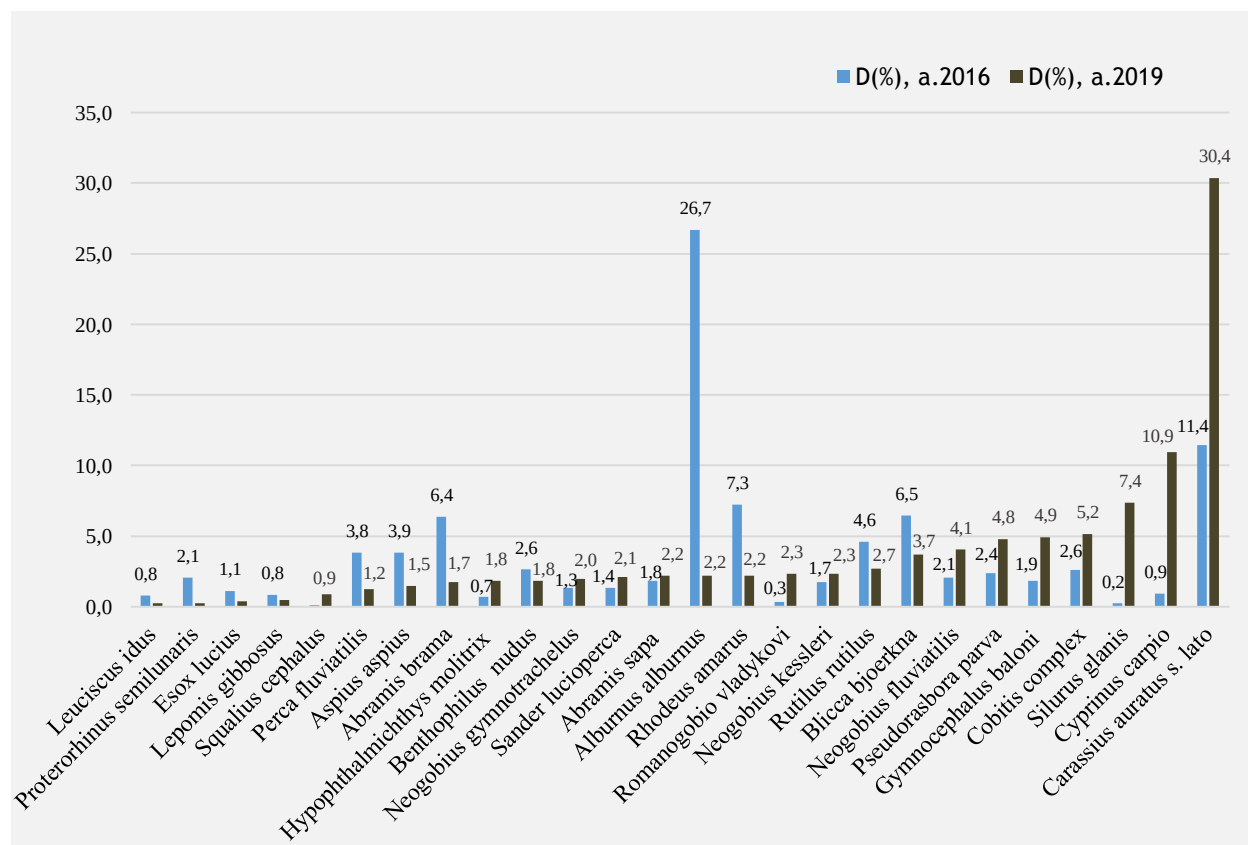


Fig. 3.18. Dominanța speciilor de pești din Prutul inferior în diferiți ani de studiu (tronsonul Câșlița-Prut – Giurgiuilești)

O specie reprezentativă de pești în sectorul Prutului inferior este considerată *batca* care, în prezent, demonstrează un progres biologic evident, inclusiv în ecosistemul Nistrului inferior [20,

37]. Aplicarea modelului Bertalanffy la evaluarea parametrilor de creștere ai *bătcii* în ecosistemul Prutului inferior denotă valori semnificative ale lui k pentru lungime (k pentru lungime – 0,35), cât și pentru greutate (k pentru greutate – 0,33), acestea fiind caracteristice speciilor cu ciclul scurt și mediu de viață (Tabelul 3.17.):

Tab. 3.17. Parametrii de creștere a *batcei* din ecosistemul Prutului inferior

$t_0 = -2,11$ $k = 0,35$	$l_\infty = 21,064$ $n = 88$	$t_0 = -0,71$ $k = 0,335$	$w_\infty = 243,503$	$b = 3,238 \pm 0,079$ $r_{xy} = 0,998 \pm 0,001$	$LC = 3,238 \pm 0,129$
$l = 21,064(1 - e^{-0,35(t+2,11)})$		$W = 243,503 (1 - e^{-0,335(t+0,71)})^3$		$lgW = (-1,898 \pm 0,069) + (3,238 \pm 0,079)lg l$	

La estimarea valorilor lungimii și greutatei fiziologice maxime, s-a obținut pentru lungime $l_\infty = 21,064$ cm, iar pentru greutate $w_\infty = 243,503$ g, cifre foarte apropiate de valorile empirice ale ultimei grupe de vârstă analizate de către noi (a fost capturat un exemplar cu vârsta de 7+ și dimensiunile: $L_{tot.} - 26$ cm, $l_{stand.} - 21$ cm, și $P_{tot.} - 238$ g). Acest fapt indică condiții favorabile de creștere și îngrășare a speciei și o structură populațională bine echilibrată, a cărei expansiune în sectoarele medii ale fl. Nistru și r. Prut este limitată temporar doar de barajele lacurilor de acumulare Dubăsari și Costești-Stânca. Printre cei mai importanți factori care au stimulat progresia biologică a taxonului, menționăm: 1. extinderea substraturilor reproductive în condiții de eutrofizare activă (sp. fitofilă); 2. presiunea nesemnificativă din partea ihtiofagilor; 3. extinderea perioadei vegetative și, respectiv, îmbunătățirea condițiilor de nutriție (sp. trofic generalistă). În comparație cu *plătica*, *batca* poate consuma *dreissena* de dimensiuni ceva mai mari, până la 14 mm (apropiindu-se după modul de nutriție de *babușcă*), iar în comparație cu *babușca*, aparatul bucal semiinferior este mai bine adaptat la nutriția infaunei din bentos [98]. Analizând corelația lungime-greutate, observăm că valoarea lui $b = 3,238 \pm 0,079$ denotă o creștere alometrică pozitivă accentuată. Trebuie menționat că, în perioada actuală, la *batca* din ecosistemele Prutului și Nistrului inferior se constată un polimorfism ecologic destul de evident, asemeni unor specii generaliste oportuniste ca *babușca*, *bibanul*, *plătica*, *carasul argintiu*, existând și ecofene cu ritm rapid și lent de creștere [37].

În urma studiilor multianuale efectuate asupra ihtiofaunei fl. Nistru și r. Prut (în limitele teritoriale ale Republicii Moldova), a devenit posibilă elucidarea aspectelor comparative între aceste două mari macroecosisteme acvatice. Deși bazinul Dunării (din care face parte r. Prut) și al Nistrului sunt separate prin bariera geografică, ihtiofauna lor are foarte multe puncte de tangență. Similitudinea mare se datorează platformei continentale de mică adâncime între gurile Dunării și limanul nistrean, care arată că, în perioadele glaciare, Nistrul a fost un afluent al Paleo-Dunării inferioare [50]. În pofida acestui fapt, caracteristicile hidrobiotopice și amenințările antropice deosebite au scos în evidență unele particularități ihtiofaunistice distinctive:

- Conform diversității și ponderii speciilor de pești cu divers statut de raritate, fl. Nistru cedează semnificativ r. Prut (*morunașul, ocheana, sabița, văduvița, pietrarul, fusarul, beldița, mreana-vânăta, mihalțul, râmbița, dunărița ș.a.*), fapt ce poate indica la o presiune antropică mai mare asupra ecosistemului fluvial (pe lângă alți factori determinați).
- Ghilda ecologică a speciilor bentonice și bento-pelagice (ca *somnul european, mreana comună, mreana-vânăta, crapul european, mihalțul ș.a.*) este mai bine reprezentată în r. Prut (din cauza particularităților hidrobiotopice specifice).
- Speciile de *ghiborți, porcușori* și reprezentanții genului *Sabanejewia* sunt mai frecvente în capturile din r. Prut (cu excepția *zborișului* care lipsește în râu – *Gymnocephalus acerina*), iar reprezentanții complexului *Cobitis sp.* dețin o constanță mai mare de întâlnire în fl. Nistru.
- Clupeidele migratoare (*Scrubia-de-Dunăre, rizeafca, gingirica*) sunt mai bine reprezentate în fl. Nistru (cu excepția *rizeafcei*, care migrează în masă pe traseul: Marea Neagră → Dunăre → Prut inferior → lacul Belev).
- Printre speciile semimigratoare de pești, se constată că *sabița* este pe cale de dispariție în fl. Nistru, pe când în r. Prut specia dată demonstrează o dinamică pozitivă a efectivelor. *Vărezubul* în fl. Nistru a format două populații cu efective în crește, pe când în r. Prut specia lipsește.
- Valorile cantitative ale speciilor interveniente de pești (ca *sp. de guvizi, undrea, ghidrinul, osarul, gingirica, aterina-mică-pontică ș.a.*) în fl. Nistru sunt mult mai înalte decât în r. Prut.
- Abundența mai mare a *ghiborțului comun* oxifil din l.a. Costești-Stânca, inclusiv a unor specii reofile de pești ca *mreana comună, morunașul, cleanul, scobarul, ocheana, porcușorii ș.a.*, presupune o stare ecologică mai favorabilă în comparație cu acumularea Dubăsari, lacul Costești-Stânca fiind un ecosistem antropizat de vârstă încă relativ ”tânără”.
- Producția piscicolă și valorile creșterilor individuale a speciilor de pești din acumularea Costești-Stânca sunt mai înalte decât în lacul Dubăsari și indică o bază trofică furajeră mai bogată.

3.4 Particularitățile ihtiofaunei zonelor umede (după exemplul ”Lacurile Prutul de Jos”)

Efectuarea investigațiilor ihtiologice, în anii 2010-2016, în ecosistemul bălților Manta a stabilit o componență ihtiofaunistică de 38 specii de pești, iar în lacul Belev – 43 specii de pești, atribuite la 12 familii și 9 ordine [20]. Renumitul savant român Grigore Antipa spunea următorul lucru „cu cât suprafețele inundate sunt mai mari, cu cât apele crescute au o durată mai îndelungată, cu atât productivitatea acestor ecosisteme va fi mai ridicată” [1].

În continuare, vom încerca să descriem particularitățile fiecărui tip de migrațiune a faunei piscicole din cadrul zonei umede a Prutului de Jos și a Nistrului inferior care, au suferit în ultimul timp modificări distructive substanțiale (Tabelul 3.18.).

Tab. 3.18. Tipurile de migrațiuni și speciile reprezentative de pești din zonele umede ale Prutului și Nistrului Inferior

Migrațiunea peștilor spre lacuri și bălți (←) la inundarea acestora în urma topirii zăpezilor	Migrațiunea de reproducere pe întinsurile inundabile (←)	Migrațiunea de vară din lacuri și bălți în râu (→) la scăderea apelor	Migrațiuni de vară-toamnă (←;→) la variații bruște ale nivelului apei	Migrațiunea de iernare din lacuri și bălți în râu (→)
Speciile reprezentative sunt cele euriterme, precum: <i>știuca</i> , <i>plătica</i> , <i>babușca</i> , <i>carasul argintiu</i> , <i>batca</i> , <i>sp. de ghiborț</i> , <i>bibanul</i> , <i>văduvița</i> , <i>avatul</i> , <i>șalăul</i> .	Specii fitofile de pești, precum: <i>știuca</i> , <i>crapul</i> , <i>carasul argintiu</i> , <i>plătica</i> , <i>văduvița</i> , <i>oblețul</i> , <i>batca</i> , <i>roșioara</i> . Unele specii litofile și psamofile se reproduc în zona gârlilor de comunicare: <i>speciile de ghiborț</i> , <i>porcușorii</i> , <i>cleanul</i> , <i>mreana-comună</i> , <i>scobarul ș.a.</i>	În lac rămân speciile de <i>caras argintiu</i> , <i>obleț</i> , <i>batca</i> , <i>babușca</i> , <i>puietul de crap</i> , <i>plătică</i> , <i>avat ș.a.</i>	Speciile pacifiste euritope ca: <i>plătica</i> , <i>batca</i> , <i>sângerul</i> , <i>novacul</i> , <i>carasul argintiu ș.a.</i> De asemenea, speciile ihtiofage de talie mare ca <i>știuca</i> , <i>văduvița</i> , <i>somnul</i> , <i>avatul</i> , <i>șalăul</i> .	<i>Somnul</i> , <i>crapul</i> , <i>ciprinidele</i> <i>introducente de origine asiatică ș.a.</i>

Dacă vom face o analiză în retrospectivă a capturilor oficiale extrase doar câteva zeci de ani în urmă (conform datelor Serviciului Piscicol de Stat), atunci este evidentă starea catastrofală în care se află astăzi aceste zone inundabile (Figura A 11.1.). În lacurile Beleu și Manta, la începutul secolului XX se pescuiau anual până la 850–1000 de tone de pește, în special reprezentați de *crap european (forma sălbatică)*, *somn*, *plătică*, *știucă*, *șalău*, *caracuda*, *lin ș.a.* Capturile oficiale de *știucă* în 1956 au atins 355 de tone, indicând la marile viituri, asemenea celor din aa. 2008 și 2010, specia intrând activ în lacurile de luncă. În ceea ce privește *carasul* (nu se specifică dacă este vorba despre *carasul argintiu* sau despre *caracudă*), constatăm un tablou diferit; la început, capturile sunt nesemnificative, pe când, ulterior, se constată majorări esențiale, în anul 1962 acestea atingând 106 tone, menținându-se, în continuare, în limite considerabile. Această dinamică poate indica o invazie a *carasului argintiu* pe fundalul depresiei numerice a *caracudei*, specie aproape dispărută de pe teritoriul Republicii Moldova. De asemenea, din Figura A 11.1. constatăm capturi considerabile de *crap european (forma sălbatică)* care, la începutul secolului trecut, era o specie caracteristică și comună pentru lacurile și bălțile din lunca Prutului inferior. La sfârșitul secolului XX, capturile piscicole au început să scadă rapid, iar din 1991 lacul Beleu a fost declarat Rezervație Științifică „Prutul de Jos”.

În anul 2010, a fost identificată o specie nouă pentru Republica Moldova – *ghiborțul-de-Dunăre*, în zona gârlilor de comunicare a lacului Beleu cu albia Prutului [81]. În câțiva ani după pătrundere, taxonul a format populații numeroase în lacul Beleu, bălțile Manta și în albia Prutului inferior (până la or. Cahul), devenind un exemplu elocvent de progresie biologică a speciilor cu ciclul vital scurt în condițiile Republicii Moldova. Mai mult ca atât, în pofida recunoașterii taxonului ca unul oxifil și sensibil la poluări, în unele canale inundate din lunca

Prutului inferior după viiturile mari din anii 2008 și 2010, indivizii pătrunși s-au adaptat cu succes în condiții de izolare spațială și cazuri de hipoxie sistematică. Printre cauzele suplimentare de progresie biologică a *ghiborțului-de-Dunăre* în Prutul inferior, putem menționa: majorarea efectivelor altor specii de talie mică care sunt mult mai preferabile ca hrană pentru răpitori (de pildă *oblețul*) și degradarea nivelului trofic al ihtiofagilor. La această specie teritorialistă s-a constatat un heterocromism pronunțat, dependent vădit de fundalul habitatului ocupat în hidrobiotop (Figura A 11.2.).

În urma analizei populaționale a *ghiborțului-de-Dunăre* din lacul Belevu și bălțile Manta, constatăm o structură de vârstă și de sex completă și bine echilibrată (Tabelul 3.19.).

Tab. 3.19. Structura populațională a *ghiborțului-de-Dunăre* din lacurile Belevu și Manta

Biotopul	Grupele de vârstă, (%)							Structura de sex ♀/♂(%)	Vârsta de atingere a maturității sexuale	
	0+	1-1+	2-2+	3-3+	4-4+	5-5+	6-6+		♀	♂
Belevu	3,98	51,33	28,32	11,06	3,54	1,33	0,44	81,42/18,58	2	1-2
Manta	4,90	45,09	28,43	12,74	6,86	1,96	-	77,46/22,54	2	1-2

Aplicarea modelului Bertalanffy pentru estimarea parametrilor de creștere ai *ghiborțului-de-Dunăre* din regiunea gârlelor lacului Belevu, relevă un ritm de creștere semnificativ (k pentru lungime – 0,469, k pentru greutate – 0,334) necesar atingerii valorilor fiziologice gravimetrice maxime ($l_{\infty}=14,612$ cm și $W_{\infty}= 119,145$ g) (Tabelul. 3.20.).

Tab. 3.20. Parametrii de creștere a *ghiborțului-de-Dunăre* din lacul Belevu (bazinul r. Prut)

$t_0 = -0,745$ $k = 0,469$	$l_{\infty} = 14,612$ $n=51$	$t_0 = -0,025$ $k = 0,334$	$w_{\infty} = 119,145$	$b = 2,774 \pm 0,122$ $r_{xy} = 0,995 \pm 0,003$	$LC = 2,774 \pm 0,20$
$l = 14,612(1 - e^{-0,469(t+0,745)})$		$W = 119,145(1 - e^{-0,334(t+0,025)})^3$		$lgW = (-1,297 \pm 0,256) + (2,774 \pm 0,122)lg l$	

Valorile gravimetrice empirice ale indivizilor la vârsta de 6+ ($l=14,3$ cm și $W= 93,5$ g) sunt foarte apropiate de valorile fiziologice maxime estimate matematic, ceea ce denotă o structură de vârstă completă și bine echilibrată. La analiza corelației lungime-greutate, observăm că $b= 2,774 \pm 0,122$, fapt ce indică o creștere alometrică negativă, favorizându-se creșterea în lungime față de cea în greutate. Această valoare poate fi provocată de concurența trofică intra- și interspecifică accentuată în condiții de densități mari. Biomasa *ghiborțului-de-Dunăre* în zona gârlelor de comunicare poate atinge valoarea de 50 g/m² [81].

În prezent, din cauza presiunii exercitate de pescuitul ilicit și a condițiilor abiotice nesatisfăcătoare din lac, capturile piscicole sunt reprezentate, în mare parte, de speciile de origine danubiană și pruteană. Pescuirile de control cu plasele staționare au pus în evidență o serie de particularități ihtiofaunistice (Tabelul A 11.1.). Cele mai abundente specii capturate în perioada reproductivă sunt: *carasul argintiu*, *batca*, *babușca*, *oblețul*, *ghiborțul-de-Dunăre*,

plătica, crapul și avatul. Cu creșterea nivelului apei în lac, nimeresc sistematic în capturi, fie și în cantități nesemnificative, numeroase specii cu diverse statuse de raritate, precum: *ocheana, morunașul, scobarul, văduvița, sabița, rizeavca, mihalțul ș.a.* Este de remarcat faptul capturării în perioada vernală (aprilie-mai) în cantități semnificative a *rizefcii-de-Dunăre*, specie aflată în prezent în declin numeric pe tot arealul și care, spre deosebire de alte *clupeide*, poate depune icrele inclusiv pe vegetația acvatică submersă (nu doar în grosul apei). De exemplu, în mai 2013, în timpul migrațiilor reproductive de maximă intensitate, în lacul Belev în zona gârlei Năvodului s-a constatat o densitate medie a *rizefcii-de-Dunăre* de 2323 exp./ha, având biomasa de 81,3 kg/ha (parametrii individuali pentru plasa 20x20 mm, l=50, h=1 m, H=24 ore, sunt $l_{med.}=14,38$ cm și $P_{med.}=35,59$ g). În martie, în plasa cu dimensiunile laturii ochiului 20x20 mm, crește semnificativ ponderea *ghiborului-de-Dunăre* și a *oblețului*. În plasele cu dimensiunile laturii ochiului de 30x30mm și de 40x40 mm, cele mai abundente specii în capturi sunt: *carasul argintiu, batca, puietul de plătică și babușca*. În plasele cu dimensiuni mari ale laturii ochiului, 60x60–100x100 mm, o pondere satisfăcătoare o au *sângerul, crapul, plătica, avatul, șalăul și somnul*, veniți în lac la reproducere și nutriție din Dunăre sau Prut. Începând cu luna mai, temperatura în lacul Belev și în bălțile Manta crește rapid, iar biotopurile se acoperă aproape totalmente cu speciile de macrofite limnofile: *Ceratophyllum demersum* (Linnaeus, 1753), *Potamogeton crispus* (Linnaeus, 1753), *P. pectinatus* (Linnaeus, 1753), *Myriophyllum spicatum* (Linnaeus, 1753), *Trapa natans* (Linnaeus, 1753) (Figura A 11.3.). În perioada estivală, temperaturile înalte, gradul avansat de colmatare și acoperirea aproape integrală a luciului apei cu macrofite, provoacă situații periculoase pentru hidrobionți (hipoxie, intoxicație amoniacală etc.). Astfel, în timpul secetelor prelungite, rămân în lac, în special, taxonii cu ciclul vital scurt și mediu euritermi și toleranți la hipoxie (*carasul argintiu, oblețul, babușca, batca ș.a.*). De asemenea, rezistă puietul unor specii economic valoroase de pești, precum: *crapul, somnul, plătica ș.a.* În această perioadă, schimbul de apă prin gârlele de comunicare cu r. Prut aproape că încetează, iar peștele rămas este adesea decimat de pelicanii comuni veniți din Delta Dunării (*Pelecanus onocrotalus*) și de pescuitul ilicit.

Analiza indicilor ecologici sintetici ai ihtiocenozei lacului Belev susțin afirmațiile cu privire la corelația puternică dintre bogăția ihtiofaunistică și starea regimurilor hidrologic, termic și gazos din ecosistem. Cea mai mare valoare a indicelui de diversitate Shannon (H_s) ($4,21 \pm 0,16$) se atestă primăvara, când crește diversitatea specifică și ponderea fiecărei specii în ihtiocenoză (Figura 3.19.).

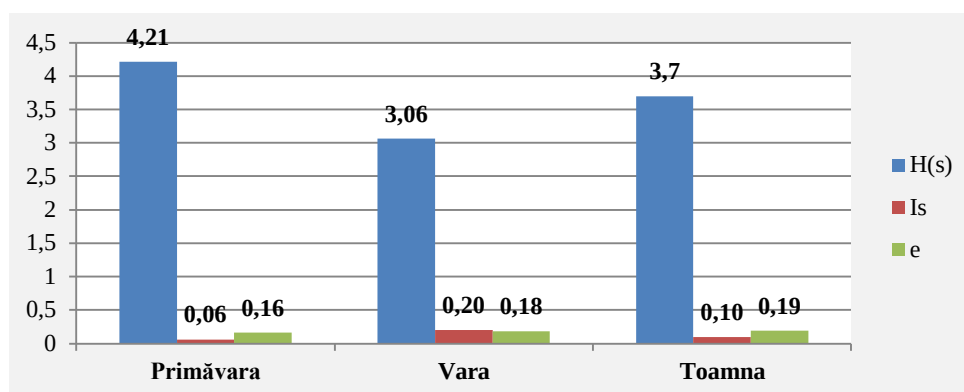


Fig. 3.19. Dinamica sezonieră a valorilor indicilor ecologici sintetici în ihtiocenoza lacului Beleu

Vara, valoarea lui H_s scade ($3,006 \pm 0,18$) din cauza instalării condițiilor abiotice neprielnice, pe când toamna crește din nou ($3,70 \pm 0,20$) grație intensificării migrațiilor trofice înainte de iernare și ameliorării regimului hidrologic. În această perioadă, se activează în special nutriția speciilor ihtiofage ca *șalăul*, *somnul*, *avatul* și *știuca*. Sistematic pătrund și unele specii reofile ca *morunașul*, *scobarul*, *mreana comună*, *ocheana*, *cleanul*, *dunărița*, inclusiv cele cu divers statut de raritate, precum: *văduvița*, *sabița*, *răspărul*, *pietrarul*, *mihalțul ș.a.* Situația este diametral opusă în cazul valorilor indicelui Simpson (I_s) și ale echitabilității (e), ce atestă majorarea ponderii (dominării) unor specii eurioxibionte și euriterme în timpul verii (I_s), precum: *carasul argintiu*, *babușca*, *batca*, *oblețul ș.a.*, și omogenizarea mai pronunțată a structurii ihtiocenotice primăvara și toamna (e) [33].

3.5. Ihtiofauna râurilor mici

Pentru a sistematiza rezultatele multianuale cu privire la starea ihtiocenozelor râurilor mici, s-au formulat o serie de postulate însoțite de argumentări științifice [11, 12]. Obiectivul urmărit nu a vizat evaluarea diversității ihtiocenotice la nivel de bazin hidrografic, care creează deseori un tablou eronat și dă iluzia unei ihtiofaune suficient de bogate, mai ales dacă se iau în considerație zonele de debușare sau a lacurilor de acumulare, ci pe aspectele spațial-temporale intraecosistemice, evidențiindu-se cele mai vulnerabile sectoare, din punct de vedere ecologic, în scopul sensibilizării factorilor decizionali.

1. *Diversitatea ihtiofaunistică a râurilor mici din Republica Moldova a suferit modificări semnificative din a doua jumătate a secolului XX.*

În prezent, majoritatea râurilor mici din țară sunt intens poluate și transformate într-o serie de acumulări de apă în cascadă, cauzându-se deseori secarea periodică totală a albiilor. În consecință, a fost puternic afectat regimul hidrologic, hidrochimic, termic și hidrobiologic. Activitățile de îndreptare a meandrelor, construcția digurilor antierozionale pe marginile acestora au provocat secarea a mii de hectare de luncă inundabilă. De exemplu, în lunca r. Răut (Bălți,

Florești, Orhei, Criuleni), în lunca Bâcului (zona Strășeni-Bucovăț, Anenii-Noi, Gura-Bâcului) ș.a., toate aceste măsuri s-au dovedit a fi dezastruoase pentru ihtiofauna râurilor, ecologia și estetica lor [57]. În pofida înrăutățirii stării ecologice a râurilor mici din țară în ultimul secol, diversitatea ihtiofaunistică a acestora a suferit modificări în direcția majorării numărului de specii, pe contul pătrunderii pe cale antropocoră sau prin autoexpansiune a taxonilor alogeni și intervenienți. În același timp s-au produs modificări profunde în starea comunităților speciilor native, degradându-se ghidele ecologice ale speciilor reofile, oxifile, umbrofile și criofile de pești [11, 58, 209] (Figura 3.20.).

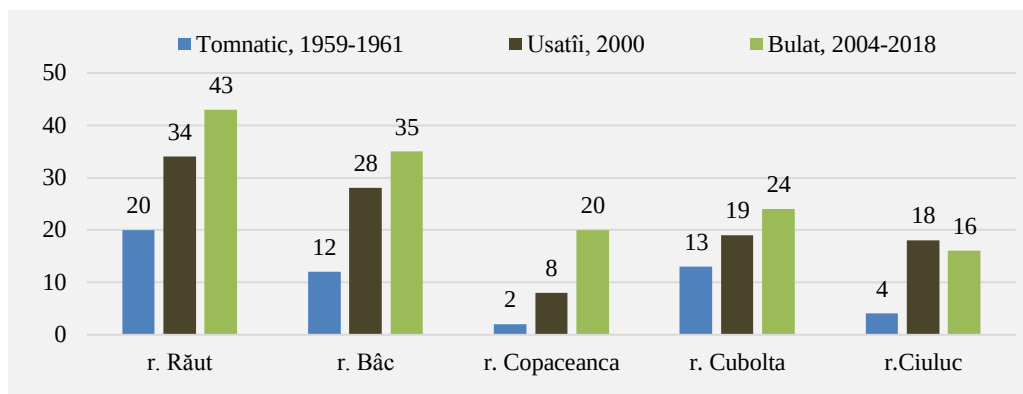


Fig. 3.20. Dinamica diversității ihtiofaunistice a unor afluenți ai fl. Nistru în aspect temporal

Rezultatele investigațiilor ihtiofaunistice sub aspect succesional constată cea mai mare diversitate în r. Răut – 43 sp. (o pondere semnificativă aparține, însă, taxonilor cu prezență temporară, pătrunși din fl. Nistru), apoi urmează r. Bâc – cu 35 sp. de pești (Figura 3.20., Tabelul A 12.1.). Printre afluenții r. Prut care au fost investigați, cea mai mare valoare a diversității aparține r. Ciuhur – 23 sp., apoi urmează r. Răcovăț – cu 21 sp. de pești (Figura 3.21., Tabelul A 12.2.).

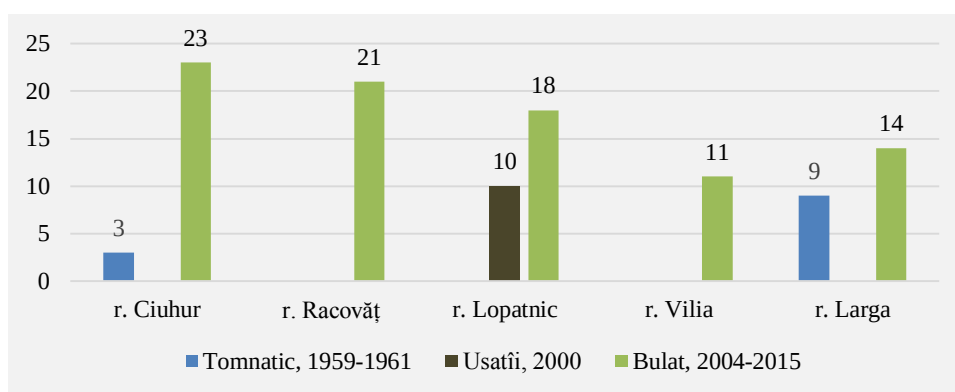


Fig. 3.21. Dinamica diversității ihtiofaunistice a unor afluenți ai r. Prut în aspect temporal

După viiturile majore din 2008 și 2010, se constată influența vădită a calamităților naturale asupra ihtiofaunei acestor ecosisteme lotice mici. Astfel, s-a majorat brusc ponderea speciilor de cultură pătrunse din numeroasele gospodării piscicole avariate (*crapul*, *sângerul*, *novacul*, *cosașul*, *carasul argintiu*) (Figura A 12.1.) și s-a produs schimbul activ de reprezentanți piscicoli

între habitatele majore și bazinele hidrografice adiacente (prin creșterea nesemnificativă și de scurtă durată a ponderii unor specii litofile și psamofile de pești, de exemplu: *cleanul*, *cleanul-mic*, *speciile de porcușori*, *ghiborțul comun*, *boișteanul*, *grindelul* ș.a.) (Tabelul A 12.3.) [84]. În prezent, însă, tabloul ihtiofaunistic al râurilor mici a revenit aproape integral la situația anterioară viiturilor.

Diversitatea ihtiofaunistică a lacurilor de albie, de asemenea a suferit modificări substanțiale sub aspect succesional. Ca studiu de caz a fost investigată ihtiofauna lacului de acumulare Ghidighici, format în anul 1962 pe r. Bâc [10]. Având la bază materialele savanților Tomnatic E.N. ș.a., [208], Dolghii ș.a. [105], Usatîi M., [58], Bulat D. ș.a. [10], se poate observa dinamica diversității ihtiofaunei lacului de acumulare Ghidighici de la constituire și până în prezent (Tabelul A 12.4.). Astfel, aceasta a evoluat în sensul sporirii, de la 13 specii în anul 1964, 17 specii în anul 1977, 23 specii în anul 1999, până la 30 specii de pești în anul 2012. Creșterea calitativă, pe de o parte, este provocată de diversitatea hidrobiotopică accentuată și suprafața acvatorială mare a lacului, ce poate găzdui numeroși taxoni din diverse gilde ecologice, iar pe de altă parte, de acțiunile întreprinse de populări dirijate și de autoexpansiunea ulterioară a speciilor alogene și interveniente de pești din r. Bâc.

În primii ani după constituirea lacului de acumulare (a.1964), ihtiofauna a fost influențată, în bună parte, de cea a r. Bâc, fiind aproape identică cu ihtiocenoza zonei umede din cursul mijlociu al râului (or. Strășeni) și enumerând 10 specii: *carasul argintiu* (49,2 – 64,6%), *crapul* (39,7 – 62%), *roșioara* (5,6 – 14,4%) și *porcușorul* (0,6 – 14,7%) [208] (Tabelele A 12.5.). În anul 1963, pentru ameliorarea și sporirea productivității piscicole a lacului, au fost populați *sângerul*, *novacul*, iar mai târziu și *cosașul*. În anul 1965, biomasa piscicolă evaluată constituia 113,8 tone pește sau 189 kg/ha [133]. Ulterior, ihtiofauna lacului Ghidighici a înregistrat o creștere însemnată a biomasei piscicole pe contul dezvoltării rapide a bazei trofice (a III-a etapă succesională caracteristică lacurilor de baraj). Concomitent, prin relația de feed-back, a crescut ponderea speciilor ihtiofage de pești (*șalăul* și *bibanul*). Datele expuse de Dolghii V.N. la sfârșitul anilor '70 privind cantitatea relativă a speciilor de pești din capturi, pune în evidență majorarea rapidă a ponderii *carasului argintiu* (42,4%) și a *bibanului* (valoarea procentuală lipsește). De asemenea, au crescut semnificativ efectivele de *plătică* și de *roșioară* [105]. Conform rezultatelor investigațiilor efectuate de Usatîi M. în 1999 [58], cele mai numeroase specii în ihtiocenoza lacului au fost: *babușca* (34,2%), *oblețul* (18,9%), *bibanul* (13,0%) și *murgoiul-bălțat* (10,0%). În perioada actuală, cele mai abundente specii indigene rămân a fi: *babușca* (21,67%), *oblețul* (22,25%) și *bibanul* (14,33%). Micșorarea valorii dominantei *murgoiului-bălțat* (de la 10,0% până la 1,38%) în ultimul deceniu este semnalată nu numai în ecosistemul lacului Ghidighici, dar și în alte ecosisteme acvatice lentice ale Republicii Moldova,

specia trecând spre o stare de stabilizare (faza IV-a a bioinvaziei) cu unele perioade scurte de fluctuații numerice neînsemnate [10, 11].

În prezent, în pofida unei diversități hidrobiotopice pronunțate, starea ecologică a lacului a devenit una deplorabilă, semnalându-se pieiri în masă ale peștelui în rezultatul asfixierilor și al intoxicărilor provocate de ”înfloriri algale” sistematice, de fermentarea nămolului acumulat (cu eliberarea de biogaze toxice) și deversări frecvente de poluanți din amonte.

2. Fragmentarea multiplă a albiilor râurilor mici provoacă variații mari a valorilor diversității ihtiofaunistice sub aspect spațial și temporal.

Ca studiu de caz în susținerea acestui postulat este exemplul r. Cubolta [15]. Astfel, în urma pescuirilor de control în amonte de s. Drochia (sectorul superior), unde albia râului este îndiguită, s-au putut delimita empiric trei microzone ecologice ce se deosebesc prin componența speciilor de pești, prin abundența și prin asociațiile formate:

Zona I (amonte de baraj), denumită zona carasului argintiu (Tabelul A 12.6.), reprezintă un habitat inundat cu o încărcătură organică mare (păsări acvatice, aluviuni mâloase, deșeuri acumulate de origine menajeră). În condițiile formate, sporește abundența numerică a *carasul argintiu* (269 ex.), acesta devenind o specie eudominantă D5 (55,92%), euconstantă C4 (100%) și caracteristică W5 (55,92%). *Boarța*, de asemenea, devine o specie abundentă (117 ex.), însă în structura spațială se observă o delimitare certă de cea a *carasului argintiu*, densitatea sporind în partea superioară a microzonei, unde se atestă o curgere mai rapidă, o apă mai curată și mai bine oxigenată. Localizarea gospodăriei piscicole lângă s. Mândâc, în amonte de stația de colectare, a determinat apariția în probe a speciilor de cultură necaracteristice biotopului, cum ar fi *sângerul* și *crapul*. *Cleanul-mic* în acest habitat este un taxon accidental (specie reofil crioofilă pătrunsă din amonte), dar poate indica și asupra unei stări ecologice relativ favorabile a râului. Populațiile de *fufă* suferă în prezent o regresie numerică pronunțată în toate ecosistemele acvatice din țară, dar în unele habitate restrânse, specia este încă semnalată sistematic (de exemplu, în r. Bâc, în amonte de or. Călărași și în studiul de caz). În anii '60 ai secolului XX, în râurile mici densitatea *fufei* constituia 10–23 mii de ex./ha, iar în iazuri 0,4–0,5 mii ex./ha [23].

Zona II localizată nemijlocit sub baraj, denumită zona porcușorului sarmatic și a ghiborțului comun (Tabelul A 12.7.). Diversitatea ihtiofaunistică a acestui microhabitat este determinată de creșterea bruscă a concentrației oxigenului solvit, datorită scurgerii apei de la înălțime. Regimul gazos favorabil, cât și substratul preponderent pietros au determinat formarea unei asociații de specii oxifile (*porcușorul-sarmatic*, *ghiborțul comun*, *oblețul*). Speciile eudominante pentru această zonă sunt: *porcușorul-sarmatic* D5 (38,63%) și *ghiborțul comun* D5 (36,36%). După valoarea indicelui constanței, *porcușorul-sarmatic* și *ghiborțul comun* devin specii euconstante C4 (100%), iar *bibanul*, *boarța* și *oblețul* rămân specii constante C3.

Zona III, denumită zona boarței (Tabelul A 12.8.). Este caracteristică aproape tuturor râurilor mici din zona de nord a republicii, unde gradul de acoperire a malurilor cu vegetație arboricolă (în special cu răchitișuri) este mai mare, iar calitatea apei este mai înaltă. Acolo sporește diversitatea taxonomică pe contul speciilor oxifile (*porcușorul-sarmatic*, *ghiborțul comun*, *ciobănașul*) și a celor limno-reofile (*bibanul*, *babușca*, *murgoiul-bălțat*), ponderea majoritară fiind deținută de *boarța* (D5 – 63,0%).

Această delimitare descrisă a asociațiilor de specii în diverse microzone evidențiază, pe de o parte, cât de sensibilă este ihtiofauna râurilor mici, iar pe de altă parte, demonstrează potențialul înalt de adaptare a taxonilor în condițiile actuale. Drept exemplu elocvent de influență a fragmentărilor de albie, poate servi evaluarea comparativă a aceluiași habitat situat lângă s. Baroncea (r. Cubolta) în diferiți ani de studiu [20]. În scurt timp după îndiguire, împânzirea rapidă a albiei cu macrofite a cauzat micșorarea ponderii *porcușorului-sarmatic*, de la 72, 9% în a. 2004 până la 8,82% în a 2010, această specie fiind substituită de următorul taxon-succesor – *boarța* (20,80% – în anul 2004 și 62,74% – în anul 2010) (Tabelul A 12.9.).

Pentru a elucida particularitățile repartiției comunităților piscicole în condițiile lacurilor de acumulare și a demonstra influența majoră a acestor rezervoare antropice ca sursă de import de noi specii în sectoarele de albie, vom prezenta rezultatele pescuitorilor de control, nemijlocit în amonte și în aval de lacul Cubolta (satul Cubolta). În amonte de lac, diversitatea este relativ săracă (5 specii de pești), ponderea cea mai mare în capturi fiind menținută în continuare de *boarța*, o specie eudominantă D5 (71,42%), euconstantă C4 (100%) și caracteristică W5 (71,42%) (Tabelul A 12.10.). Cu toate acestea, nemijlocit în aval de acumularea Cubolta, diversitatea ihtiofaunistică crește substanțial (16 specii) pe seama speciilor de cultură pătrunse din lac, a speciilor ubicviste indigene de talie mică, inclusiv a speciilor alogene și interveniente oportuniste (Tabelul A 12.11.). Cel mai mare aport în structura cantitativă a comunităților piscicole din această zonă se datorează *obleșului* și *murgoiului-bălțat* (Figura A 13.1.).

Influența majoră a lacurilor de albie asupra ihtiofaunei hidrobiotopurilor lotice din râurile mici este confirmată și de valorile indicilor sintetici de diversitate, unde valoarea indicelui Shannon în aval de barajul lacului de acumulare Cubolta este cea mai mare – $3,579 \pm 0,416$ (Figura A 12.2.), fapt ce ar sugera, în aparență, o diversitate ihtiofaunistică bogată. În realitate această diversitate poartă un caracter artificial. Valoarea indicelui Simpson (Is) crește pentru zona I – 38% , III – 41%, IV – 42% și V – 32% și indică un grad înalt de dominare a taxonilor ubicviști în ihtiocenoza râului. Echitabilitatea (e) demonstrează valori joase (de la 18,5% în Zona III, s. Drochia, până la 37,9% în amonte de lacul Cubolta) și indică decalajul vădit între efectivele diferitor specii, acesta fiind tabloul caracteristic al ecosistemelor puternic antropizate.

Valoarea cea mai mare a indicelui de similaritate Sorensen (81,4%) s-a constatat între stațiunile situate în aval de construcțiile hidrotehnice, Zona III (s. Drochia) și în aval de barajul lacului Cubolta, pe când valoarea cea mai mică (41,6%) – între stația s. Baroncea și în aval de barajul lacului Cubolta (Figura A 12.3.).

Indicele de afinitate cenotică elucidează predilecțiile comune ale unor specii de pești față de anumite caracteristici de habitat. În așa fel, prezența unei specii poate presupune și prezența celeilalte, iar lipsa asociației de specii cu cerințe ecologice comune poate indica schimbarea bruscă a gradientilor de mediu în habitat. Valoarea maximă (100%) este stabilită pentru asociația dintre *porcușorul-sarmatic* și *ghiborțul comun* (clusterul I), ambele fiind umbrofile și oxifile (Figura A 12.4.). Clusterul II (90%) este reprezentat de asociația speciilor de *babușcă* și *caras argintiu*, la care se atașează *boarța* și *murgoiul-bălțat* – asociații caracteristice ecosistemelor acvatice moderat eutrofizate. *Sângerul* și *crapul*, pentru ihtiocenoza albiei, sunt reprezentanți necaracteristici, prezența lor datorându-se amplasării în amonte a crescătoriei piscicole S.A. "Mândâc".

În anul 2018, s-au efectuat prelevări de probe în zona de confluență a r. Cubolta cu r. Răut. Prezența lacului Țiplești pe albia r. Cubolta (la circa 300 m față de zona de debușare) sugerează un tablou ihtiologic asemănător cu zona situată în aval de barajul lacului Cubolta, cercetată în anii precedenți [15]. Pe acest tronson s-a constatat, de asemenea, o repartitie spațială bine exprimată în funcție de predilecțiile speciilor de pești față de caracteristica hidrobiotopică (Tabelul A 12.12.). *Bibanul*, *ghiborțul comun*, *porcușorul-sarmatic* și *oblețul* sunt abundente în zona situată nemijlocit sub baraj, unde are loc o aerare intensă a apei căzute de la înălțime, pe când *știuca* și *carasul argintiu* sunt specii reprezentative în sectoarele cu acumulări mici de apă și bogate în vegetație acvatică, situate mai în aval (Figura A 13.2.). În locurile cu substrat nisipos-pietros, se constată creșterea semnificativă a abundenței *porcușorului-sarmatic* și *ciobănașului*. Este de menționat faptul că prezența în r. Cubolta, în cantități semnificative, a speciilor de *porcușori*, *ghiborț comun*, *ciobănaș*, *clean-mic*, ș.a. indică o calitate mult mai înaltă a apei în comparație cu alte râuri mici din țară.

Delimitarea zonelor după gradul de impact antropic permite nu numai evidențierea particularităților de repartitie ihtiofaunistică, dar poate releva cauzele determinante și face posibilă elaborarea soluțiilor necesare de redresare a stării ecologice. Spre exemplu, analiza zonală efectuată în ecosistemul r. Bâc în anii 2004–2009 a permis evidențierea particularităților de repartitie ihtiofaunistică și a factorilor ecologici determinanți. Ecosistemul r. Bâc a fost empiric separat în cinci zone (Figura 3.22.). Astfel, în anii 2004–2009, pe tronsonul s. Peticieni – Bucovăț s-au evidențiat 15 specii de pești (inclusiv cele de cultură pătrunse din gospodăriile piscicole ca: *cosașul*, *sângerul* și *novacul*). Pe tronsonul Bucovăț – Ghidighici au fost evidențiate

22 specii de pești, caracteristică fiind omniprezența asociațiilor de specii ubicviste, precum: *carasul argintiu* – *complexul zvârlugilor* – *murgoiul-bălțat*. Lacul de acumulare Ghidighici exercită o influență pronunțată asupra ihtiofaunei de albie, fiind o sursă de import de noi specii ce se ridică în amonte (*plătica, știuca, șalăul, roșioara, crapul ș.a.*). În tronsonul Ghidighici – amonte de mun. Chișinău s-au evidențiat 15 specii de pești, diversitatea ihtiofaunei îmbogățindu-se prin pătrunderea în aval a taxonilor din l.a. Ghidighici. Pe tronsonul Chișinău – Anenii Noi au fost semnalate doar 7 specii toxicorezistente de pești, care confirmă presiunea înaltă a factorului poluator, în pofida hidrobiotopului destul de variat. Pe tronsonul Anenii Noi – Gura Bâcului s-au evidențiat 18 specii de pești. Sporirea numărului acestora se datorează migrațiilor periodice trofice și reproductive din fl. Nistru în râu, cât și aportului crescătoriei piscicole ”Gura Bâcului”, din care pătrund sistematic speciile de cultură [11, 17] (Figura 3.22).

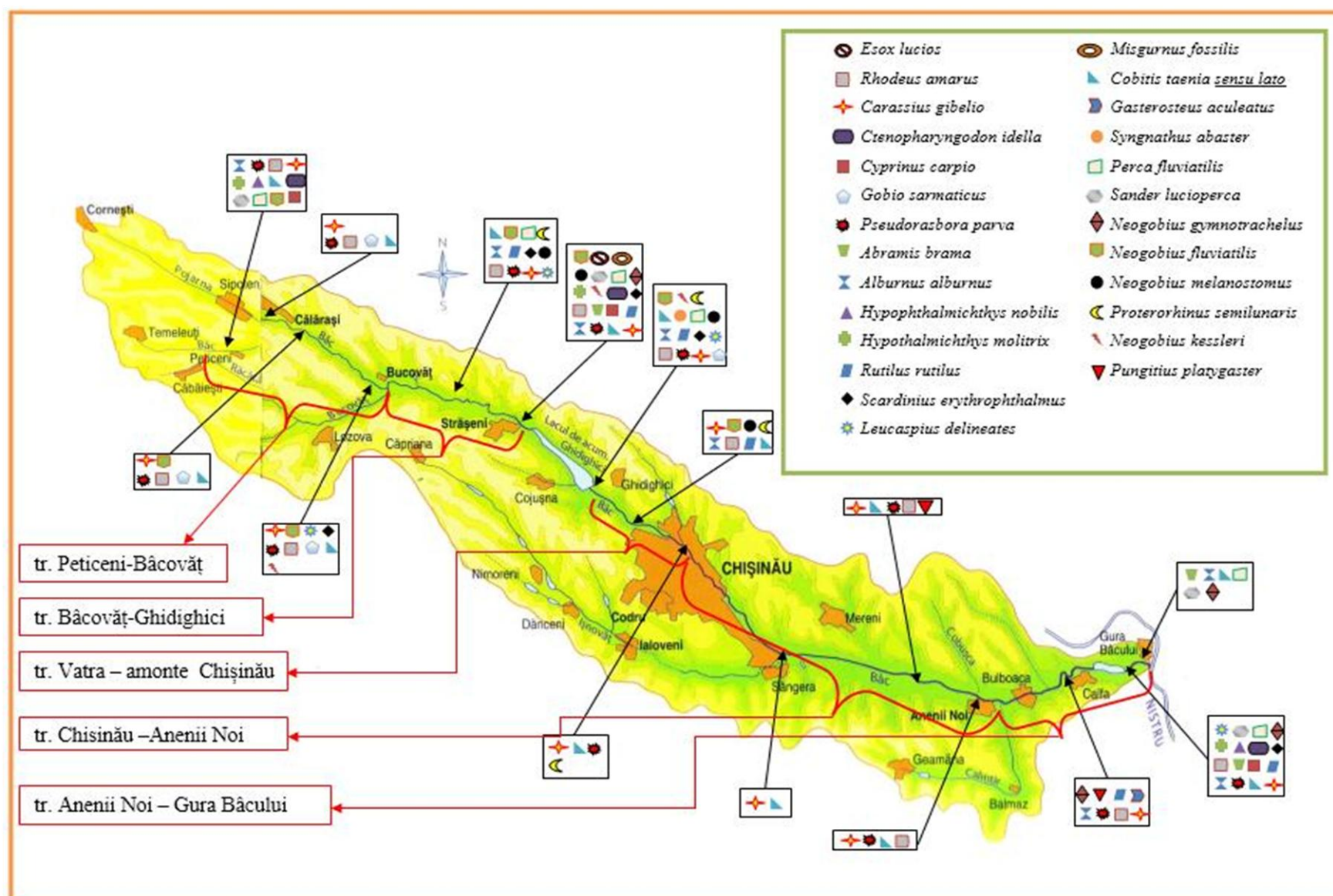


Fig. 3.22. Separarea empirică a ecosistemului r. Bâc în zone ihtiofaunistice

Rezultatele cercetărilor obținute în anul 2018 au demonstrat o înrăutățire substanțială a stării ecologice a r. Bâc. Apa de culoare întunecată, mirosul înțepător, lipsa speciilor de pești aval de stațiile de epurare (mun. Chișinău și or. Călărași) indică cu certitudine o stare ecologică catastrofală, de proporții naționale (Figura 3.23.). Mai mult ca atât, acest tablou a fost urmărit până în zona de deșurare, fapt ce nu s-a constatat în anii de studii 2004–2009.

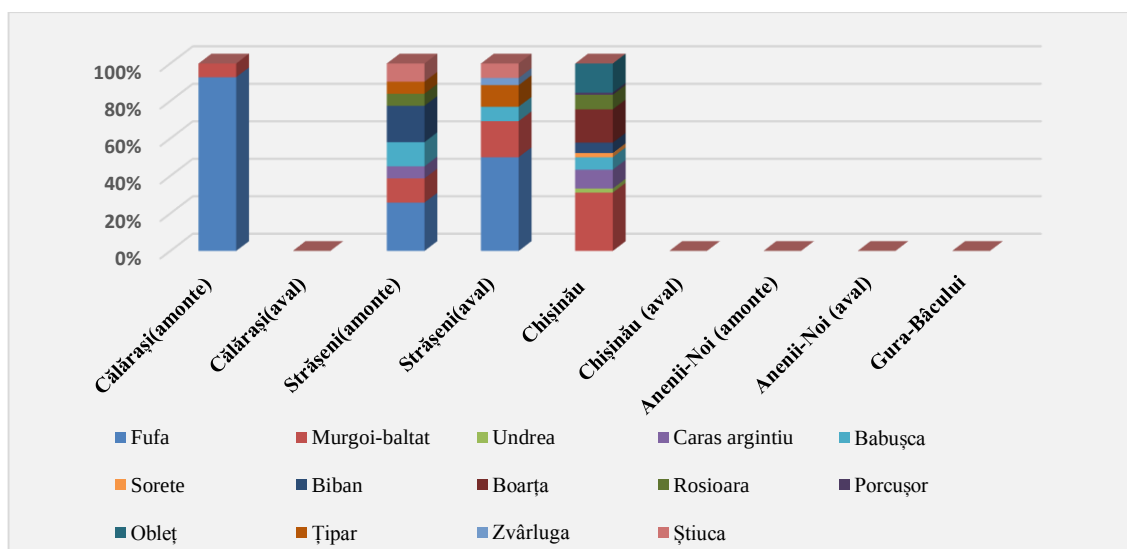


Fig. 3.23. Indicele dominanței capturilor piscicole din r. Bâc (a. 2018)

Analiza valorilor dominanței (%) în stațiile de colectare de pe r. Bâc efectuate în anul 2018, a pus în evidență următoarele specii eudominante (D5) și dominante (D4) (Figura 3.20.): 1. Amonte de or. Călărași – *fufa* (92,68%), *murgoiul-bălțat* (7,31%); 2. Amonte de or. Strășeni – *fufa* (25,8%), *murgoiul-bălțat* (12,9%), *carasul argintiu* (6,45%), *babușca* (12,9%), *bibanul* (19,35%), *roșioara* (6,45%), *țiparul* (6,45%), *puietul de știucă* (9,67%); 3. Aval de or. Strășeni – *fufa* (50,0%), *murgoiul-bălțat* (19,23%), *babușca* (7,69%), *țiparul* (11,53%), *puietul de știucă* (7,69%); 4. mun. Chișinău – *murgoiul-bălțat* (31,11%), *caras argintiu* (10,0%), *babușca* (6,66%), *bibanul* (5,55%), *boarța* (17,77%), *roșioara* (7,7%), *oblețul* (15,55%).

Printre rezultatele ne așteptate cu privire la ihtiofauna r. Bâc în anul de studii 2018, putem menționa: 1. Restabilirea populației fufei – *Leucaspius deliniatus* în sectorul superior al r. Bâc (deși, în majoritatea ecosistemelor acvatice naturale din țară se atestă, dimpotrivă, depresia numerică a acestui taxon) (Figura A 13.3.); 2. Apariția și răspândirea în r. Bâc a speciei alogene invazive *Lepomis gibbosus*; 3. În zona or. Strășeni este semnalat sistematic țiparul – *Misgurnus fossilis*, specie devenită periclitată în condițiile Republicii Moldova.

Un interes ihtiofaunistic aparte reprezintă starea ihtiocenozei r. Bâc în raza municipiului Chișinău. Investigațiile efectuate în anii 2015-2017 au constatat că, din amonte până în regiunea Gării de Nord, sunt identificate cinci asociații reprezentative: 1. *Carasul argintiu* – complexul *zvârlugilor* (în zonele mai colmatate și împânzite cu vegetație acvatică); 2. *Porcușorul-sarmatic*

– *oblețul* (în zona pragurilor) (Figura A 13.4.); 3. *Bibanul* – *babușca*; 4. *Babușca*–*boarța* (Figura A 13.5.) și 5. *Boarța* – *murgoiul-bălțat*. În regiunea fabricii „Tutun CTC” în capturi domină *carasul argintiu* toxicorezistent, dar, poate fi semnalat, sporadic, și țiparul – *Misgurnus fossilis*, specie rezistentă la condiții de hipoxie care, în trecut, era un taxon reprezentativ pentru acest ecosistem (Figura A 13.6.) [209]. Pescuirile științifice de control efectuate în anul 2018 au pus în evidență o diversitate ihtiofaunistică constituită din 10 specii, fiind identificați următorii taxoni caracteristici (W4-W5): *murgoiul-bălțat* (18,66%), *boarța* (14,22%) și *oblețul* (12,44%).

În urma evaluării indicatorilor cantitativi în r. Bâc (2018), pentru densitatea numerică și biomasa piscicolă, au fost obținute următoarele rezultate (Tabelul 3.21.):

Tab. 3.21. Indicatorii cantitativi ai ihtiofaunei r. Bâc în anul 2018

Indicatori	or. Călărași (amonte)	or. Călărași (aval de stația de epurare)	or. Strășeni (amonte)	or. Strășeni (în aval)	mun. Chișinău (la intrare)	mun. Chișinău (în aval)	or. Anenii- Noi (amonte)	or. Anenii- Noi (în aval)	s. Gura- Bâcului
Densitatea (ind./ha)	546,6	0	413,3	346,6	1200	0	0	0	0
Biomasa (kg/ha)	1,60	0	4,88	1,51	10,85	0	0	0	0

Contrar așteptărilor, cele mai înalte valori s-au constatat în stația de colectare din mun. Chișinău (în amonte de Circ), densitatea numerică fiind de 1200 ind./ha și biomasa – de 10,85 kg/ha. Cauza determinantă este influența semnificativă a lacului de acumulare Ghidighici ca sursă de îmbogățire a ihtiocenozei lotice, cât și prezența habitatelor prielnice pentru numeroase specii de pești din această zonă (pâlcuri de vegetație acvatică, diversitate mare de substraturi reproductive, numeroase refugii naturale și artificiale). În aval de stațiile de epurare ale orașelor Călărași și Chișinău, acești indicatori se mențin la valori nule pe parcursul a zeci de kilometri, fiind grav afectată capacitatea de autoepurare a ecosistemului.

În concluzie, când afirmăm că ecosistemul r. Bâc conține 34 specii de pești, remarcăm în aparență o bogăție specifică semnificativă. În realitate diversitatea este aparentă, mai ales dacă ținem cont de faptul că sectorul superior aproape a secat în totalitate ca rezultat al fragmentărilor de albie, cel mediu este intens poluat și aprovizionat ihtiofaunistic doar pe baza lacului Ghidighici, iar cel inferior își datorează diversitatea fluviului Nistru, în care debușează [11]. Această problemă devine și mai stringentă atunci când trebuie implicați factorii de decizie, căci starea ecologică a unui râu este apreciată în funcție de media rezultatelor obținute în urma colectării de probe din diferite sectoare.

3. Râurile mici din Republica Moldova creează medii favorabile de trai doar pentru speciile de pești oportuniste cu ciclul vital scurt sau mediu de viață.

Factorii abiotici specifici unui râu mic favorizează speciile de talie mică cu ciclul vital scurt. Idioadaptările oportune pentru aceste tipuri de ecosisteme acvatice sunt: dimensiunile mici, durata scurtă de viață, maturizarea sexuală precoce, metabolismul generativ intens și depunerea porționată a icrelor pe o perioadă îndelungată, polifilia, grija față de urmași, structura spațială de grup, polifagia, dominarea strategiei de tip *r*, rezistența la alternarea gradientilor de mediu, toxicorezistența ș.a. [11]. Viiturile mari de pe fl. Nistru și r. Prut din anii 2008 și 2010 au provocat majorarea semnificativă a ponderii speciilor de cultură pătrunse din heleșteiele adiacente avariate. Cu toate acestea, majorarea poartă mai curând, un caracter artificial și temporar. Hidrobiotopul acestor ecosisteme nu poate oferi condiții optime de trai pentru viețuirea permanentă în albie al acestor specii de talie mare. Gradientii de mediu specifici și dimensiunile acvatoriale mici determină, în cazul acestor, schimbări negative la nivel morfofiziologic și populațional, ce se exprimă prin: micșorarea esențială a ritmului de creștere, devieri la atingerea maturizării sexuale, diminuarea prolificității absolute, cazuri frecvente de resorbție totală a produselor sexuale, reducerea structurii de vârstă ș.a.

Taxonii oportuniști cu ciclul vital mediu, precum: *carasul argintiu*, *babușca*, *bibanul*, în pofida intensificării presiunii antropice, au reușit să se adapteze în ecosistemele râurilor mici, formând populații destul de numeroase, dar cu creștere individuală redusă (Figura A 13.7.). Progresul lor biologic se datorează, în mare parte, polimorfismului ecologic pronunțat care, în funcție de conjuncturile de mediu, se poate manifesta ca la speciile cu ciclul vital scurt. Drept studiu de caz poate servi compararea creșterii individuale a *ecofenului bibanului* din albia r. Bâc și din l.a. Ghidighici [10, 17].

Aplicând modelul matematic Bertalanffy de creștere în lungime și greutate la *ecofenul bibanului cu ritm sporit de creștere* din lacul Ghidighici, s-au obținut valori semnificative ale parametrului *k*, atât pentru lungime (*k*= 0,291), cât și pentru greutate (*k*= 0,276), acestea fiind caracteristice speciilor cu ciclul vital mediu (10–15 ani) (Tabelul 3.22.)

Tab. 3.22. Parametrii de creștere a bibanului cu ritm sporit de creștere din l.a. Ghidighici

$t_0 = -0,337$	$l_{\infty} = 33,999$	$t_0 = -0,327$	$w_{\infty} = 948,865$	$b = 2,951 \pm 0,066$	$LC = 2,951 \pm 0,108$
$k = 0,291$	$n = 74$	$k = 0,276$		$r_{xy} = 0,999 \pm 0,0006$	
$l = 33,999(1 - e^{-0,291(t+0,337)})$		$W = 948,865(1 - e^{-0,276(t+0,327)})^3$		$lg W = (-1,583 \pm 0,082) + (2,951 \pm 0,066)lg l$	

La evaluarea valorilor fiziologice gravimetrice maxime se poate constata că acest taxon în ecosistemul lacului de acumulare Ghidighici are condiții deosebit de favorabile pentru creștere și îngrășare, atingând $l_{\infty} = 33,99$ cm și $w_{\infty} = 948,86$ g. La analiza corelației lungime–greutate

observăm că valoarea lui $b=2,951 \pm 0,066$ se apropie de 3, fapt ce demonstrează o creștere izometrică în lungime și în greutate și indică condiții optime de nutriție (Tabelul 3.22.).

În același timp, pentru acest biotop lentic (situație valabilă și pentru lacurile de acumulare Dubăsari și Costești-Stânca) s-a identificat încă o formă ecologică a *bibanului de litoral*, care se deosebește, în primul rând, printr-un ritm mai lent de creștere, prin înălțimea mai mică a corpului și prin coloritul mai accentuat al liniilor transversale de pe flancuri. Acest ecofen ocupă habitatele de litoral și sublitoral, duce un mod de viață gregar și are o nutriție preponderent bentosofagă. Numai în perioadele lunilor aprilie-iunie, când puietul de mici dimensiuni se găsește încă din abundență în această zonă, *bibanul de litoral* trece temporar la nutriția ihtiofagă (mai ales prin canibalism). Din cauza efectivelor deosebit de mari ale acestei forme ecologice în lac și, corespunzător, a tensiunilor trofice înalte la nivel intraspecific, se constată o alometrie negativă evidentă $b=2,876$ [10].

Aplicarea modelului Bertalanffy pentru estimarea parametrilor de creștere a *bibanului* din albia r. Bâc relevă valori semnificative ale coeficienților k , mai ales pentru lungime ($k=0,51$), ceea ce arată că, în primele faze ontogenetice, indivizii de *biban* au o viteză de creștere foarte rapidă, atingând valori fiziologice maxime estimate matematic ($l_{\infty}=15,071$ cm și $w_{\infty}=149,899$ g) (Tabelul 3.23.).

Tab. 3.23. Parametrii de creștere a *bibanului* cu ritm lent de creștere din albia r. Bâc

$t_0 = -0,03$ $k = 0,51$	$l_{\infty} = 15,071$ $n = 67$	$t_0 = -0,18$ $k = 0,27$	$w_{\infty} = 149,899$	$b = 3,30 \pm 0,22$ $r_{xy} = 0,995 \pm 0,004$	$LC = 3,30 \pm 0,361$
$l = 15,071(1 - e^{-0,51(t+0,03)})$		$W = 149,899(1 - e^{-0,27(t-0,18)})^3$		$lg W = (-2,047 \pm 0,217) + (3,30 \pm 0,22)lg l$	

De la vârsta 2+, se constată stagnări semnificative în creștere, iar limita potențialului fiziologic se oprește la valoarea de 15,07 cm (lungimea standard) și 149,9 g pentru greutate. La analiza corelației lungime-greutate, constatăm că $b=3,30 \pm 0,22$, ceea ce denotă o alometrie pozitivă pronunțată, favorizând creșterea în greutate față de cea în lungime. Alometria negativă constată la *bibanul* din zona litorală a lacului Ghidighici și cea pozitivă din albia r. Bâc indică faptul că, în pofida creșterilor lente a ambelor forme, există diferențe vădite în ceea ce privește acțiunea factorilor provocatori. Pentru forma cu creștere lentă din lacul Ghidighici, factorul limitant este concurența intaspecifică, pe când pentru *bibanul* din albia r. Bâc, factorul determinant este suprafața acvatorială mică și poluările antropice sistematice. Maturitatea sexuală a ecofenelor pitice din lacurile de acumulare Ghidighici, Dubăsari, Costești-Stânca, albia r. Bâc este atinsă la vârsta de 2 ani și coincide cu valorile critice minime necesare pentru declanșarea procesului reproductiv: $l=8,5$ cm și $P=11,0$ g.

4. În hidrobiotopul râurilor mici, comunitățile speciilor de pești demonstrează o repartiție spațială de grup accentuată.

Structura spațială de grup oferă multiple avantaje bioecologice în relațiile inter- și intraspecifice (reproductive, trofice, etologice ș.a.), devenind o idioadaptare importantă în condiții de mortalitate naturală înaltă, caracteristică speciilor cu ciclul vital scurt [97, 157]. În funcție de exigențele fiecărei specii față de habitat, știindu-se diversitatea ihtiofaunistică a ecosistemului, cât și presiunile antropice exercitate, se poate prognoza probabilitatea prezenței sau absenței unei specii sau asociațiilor de specii într-un anumit punct de colectare. Această particularitate de repartiție este evidentă mai ales în condiții de fragmentare multiplă a ecosistemelor lotice, cum se întâmplă în cazul râurilor mici (Figura A 13.8.).

5. În pofida stării ecologice mai favorabile a râurilor mici, situate în zona de nord a țării, ihtiocenozele lor prezintă un nivel înalt de biocontaminare cu taxoni alogeni.

În râurile mici din nordul Republicii Moldova se observă o diversitate hidrobiotopică mai bogată, cu un grad mai înalt de împădurire a liniei de mal. De asemenea, râurile mici din nordul republicii sunt alimentate de un număr mai mare de izvoare subterane, ceea ce determină un regim termic, hidrologic și gazos mai favorabil. Cu toate acestea, ori cât de prielnic ar părea hidrobiotopul, condițiile specifice de funcționare a ecosistemelor râurilor mici nu permite găzduirea unei diversități ihtiofaunistice înalte. Puținele legături intrabiocenotice din aceste ecosisteme (neasigurate prin dublarea lor), devin susceptibile la intervenția oricăror factori de impact (spre exemplu, a speciilor invazive). Chiar și factorii de intensitate medie pot provoca o trecere mai rapidă din faza de maximă stabilitate funcțională în faza de regresie structurală. Efectuarea pescuirilor de control în râurile mici din zona de nord denotă o pondere semnificativă a speciilor invazive de pești (*murgoiul-bălțat*, *moșul-de-Amur* și *carasul argintiu*), a celor interveniente (*ciobănașul*, *mocănașul*, *moaca-de-brădiș*, *ghidrinul*, *osarul*) și a celor introduse de cultură (*puietul de ciprinide asiatice* și *crapul de cultură*). Multe dintre aceste specii demonstrează o afinitate înaltă atât în ecosistemele eutrofizate, cât și în cele oligotrofizate (*murgoiul-bălțat*, *speciile de guvizi*, *ghidrinul*, *osarul* ș.a.) [20]. Paradoxal este faptul că, cu cât apa este mai curată (mai limpede), cu atât unele specii alogene și interveniente se simt mai bine (*speciile de guvizi*, *murgoiul-bălțat*, *ghidrinul*, *soretele*).

Dacă apreciem gradul de invazie ihtiocenotică a râurilor mici din nordul Republicii Moldova, constatăm valori destul de înalte, fapt demonstrat prin aplicarea indicelui lui Branch în formulă originală și în cea modificată (Tabelul 3.24.).

Tab. 3.24. Analiza indicilor de invazie în ihtiocenozele râurilor mici

Nr. d/o	R. mici	Indicele invaziv (Branch,1994),%	Indicele invaziv (după efectiv),%
1.	r. Căinari	50,0	62,0
2.	r. Ciuhur	50,0	57,9
3.	r. Răcovăț	40,0	34,7
4.	r. Lopatnic	33,3	35,4
5.	r. Vilia	28,5	16,1
6.	r. Larga	22,5	35,3

Aceste rezultate confirmă necesitatea majoră de populare a acestor ecosisteme cu specii biomeliorative ca *știuca*, *somnul*, *bibanul* și *cleanul*.

6. Ihtiofauna râurilor mici din Republica Moldova este puternic influențată de particularitățile ihtiocenotice ale râurilor mari, în care debușează.

Analizele multianuale ale ihtiofaunei afluenților fl. Nistru și r. Prut au evidențiat unele particularități distinctive la nivel bazinal:

- În afluenții r. Prut se constată o abundență mai mare a *somnului*, *avatului*, *cleanului*, *ochenei*, *morunașului* și *văduviței* (Figura A 13.9., Figura A 13.10.). *Cleanul-mic* este prezent doar în afluenții fl. Nistru (Figura A 13.11.).
- Diversitatea și efectivul taxonilor intervenienți (*famiile Gobiidae, Gasterosteide, Syngnathidae*) sunt mai mari în afluenții fl. Nistru (Figura A 13.12.).

Drept studiu de caz în susținerea acestui postulat, pot servi investigațiile ihtiofaunistice efectuate în zona de debușare a r. Răut. După cum s-a menționat anterior, inventarierea ihtiofaunei r. Răut în anii 2004–2018 a pus în evidență 43 taxoni, dar, această bogăție specifică, semnificativă în aparență, este constituită din trei elemente de bază de origine diferită:

- Specii caracteristice unui râu mic. Majoritatea taxonilor fac parte din grupa celor euritope cu ciclul vital scurt și mediu (*oblețul*, *boarța*, *murgoiul-bălțat*, *carasul argintiu*, *bibanul*, *babușca*, *speciile de zvârlugi*, *ciobănașul*, *mocănașul*, *osarul ș.a.*).
- Specii de cultură populate sistematic în acumulările de apă (lacuri și iazuri) situate pe cursul râului. Menționăm, în primul rând, cele utilizate larg în acvacultura națională: *crapul*, *sângerul*, *novacul*, *cosașul*.
- Specii caracteristice râurilor mari, care, în anumite perioade, odată cu creșterea nivelului apei, urcă activ în amonte pe cursul afluenților pentru a se reproduce sau a se hrăni. O pondere semnificativă le revine celor de talie medie și mare economic valoroase (*șalăul*, *somnul*, *crapul*, *știuca*, *scobarul*, *mreana comună*, *cleanul*, *avatul*, *plătica ș.a.*). Actualmente această grupă este

cel mai mult afectată de factorul antropic, migrațiile reproductive fiind deseori compromise din cauza barajelor și gardurilor construite ilicit, plaselor instalate în albie, pescuitului cu unelte înțepătoare la guri, debitelor nesatisfăcătoare în tipul reproducerii și poluărilor accentuate.

Analiza capturilor cu plasa flotabilă în zona de confluență (dimensiunile laturii ochiului de 40 mm, l=20 m, h=2 m, distanța de triere 100 m, n=15 trieri/lună) constată cea mai mare valoare a diversității specifice în luna mai (15 sp. de pești), după care, cu mic decalaj, urmează luna aprilie (13 sp. de pești), luna martie (9 sp. de pești), și cea mai mică diversitate constatându-se în luna iunie (7 sp. de pești), când nivelul apei scade semnificativ, iar sezonul reproductiv s-a finalizat la majoritatea speciilor de pești. În luna iulie a anului 2018, în mod anomalic, din cauza precipitațiilor abundente de lungă durată ce au cuprins întreaga țară, s-a constatat majorarea bruscă a nivelului apei în fl. Nistru și în r. Răut. În urma acestor viituri de vară structura specifică în capturile piscicole a crescut din nou (10 sp.) (Tabelul A 12.13.). S-a constatat migrația activă pe r. Răut a puietului speciei alogene – *sânger*, cu vârsta de 2 ani și cu greutatea corporală cuprinsă între 180-250 g (fiind valori necaracteristice pentru puietul provenit din gospodăriile piscicole).

Analiza indicilor ecologici analitici în capturile cu plasa flotabilă (cu dimensiunile laturii ochiului de 40 mm) în diferite luni ale perioadei reproductive, constată următoarele specii dominante (D4) și eudominante (D5) de pești:

- În luna martie: *plătica* (D5–44,19%), *babușca/taranca* (D5–17,05%), *carasul argintiu* (D5–13,18%) și *avatul* (D5–12,40%);
- În luna aprilie: *plătica* (D5–29,75%), *scobarul* (D5–14,05%), *babușca/taranca* (D5–10,74%), *carasul argintiu* (D5–12,40%), *șalău* (D4–6,61%) și *cleanul* (D4–5,79%);
- În luna mai: *carasul argintiu* (D5–19,66%), *plătica* (D5–12,82%), *babușca/taranca* (D5–12,82%), *scobarul* (D5–10,26%), *șalăul* (D4–7,69%), *batca* (D4–6,84%) și *mreana comună* (D4–5,13%);
- În luna iunie: *carasul argintiu* (D5–45,95%), *babușca/taranca* (D5–24,32%), *plătica* (D5–10,81%), *batca* (D4–8,11%) și *soretele* (D4–5,41%);
- În luna iulie: *plătica* (D4–7,14%), *cleanul* (D4–8,04%), *babușca/taranca* (D5–20,54%), *carasul argintiu* (D5–5,89%), *sângerul* (D5–27,68%)

După frecvența de apariție în capturi, evidențiem următoarele specii constante (C3) și euconstante (C4):

- În luna martie: *plătica* (C4–86,67%), *babușca/taranca* (C4–80,00%), *carasul argintiu* (C3–60,00%);

- În luna aprilie: *plătica* (C3–66,67%), *carasul argintiu* (C3–60,00%), *babușca/taranca* (C3–53,33%);
- În luna mai: *carasul argintiu* (C3–66,67%);
- În luna iunie: s-au identificat doar specii accesorii (C2) și accidentale (C3);
- În luna iulie: *carasul argintiu* (C4–80,00%), *babușca/taranca* (C4–73,33%).

Actualizând indicii ecologici sintetici, constatăm cele mai mari valori la indicele de diversitate Hs în luna mai ($Hs=3,54$), când structura specifică maximală (15 sp.) are o distribuție ponderală destul de echitabilă ($e=0,9$), și cele mai mici valori la indicele concentrației de dominare ($Is=0,1$) (Figura 3.24.).

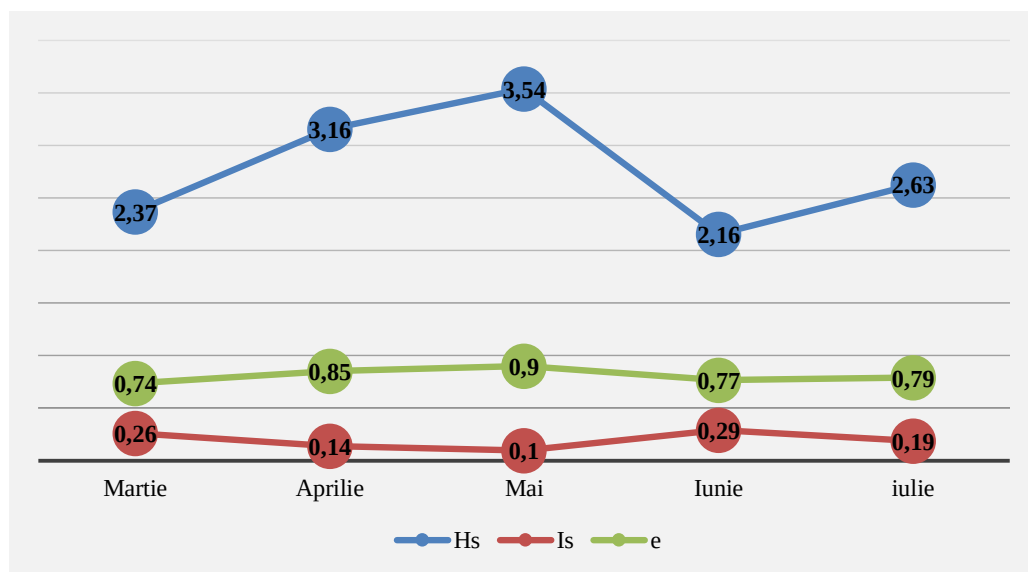


Fig. 3.24. Valorile indicilor ecologici sintetici în capturile piscicole din r. Răut în perioada reproductivă (zona de debușare, a. 2018)

Cele mai mici valori ale indicelui de diversitate Hs ($Hs=2,16$) se constată în luna iunie, când are loc înrăutățirea substanțială a regimului hidrologic și termic, crescând gradul de dominare a unor reprezentanți euritopi oportuniști ($Is=0,29$), cum ar fi *carasul argintiu* (D5 – 45, 95%) și *babușca* (D5 – 24, 32%).

În concluzie, este important de menționat că râurile mici, grație particularităților lor ecologice, nu pot adăposti nicidecum o diversitate specifică mare și antrena numeroase și diverse relații intrabiocenotice de rezervă (asemenea ecosistemelor fluviale). În schimb, ele formează biocenoze unice, constituite din specii stenobionte. Din cauza acestui fapt, ecosistemele râurilor mici devin și cele mai sensibile la impactul factorilor negativi, iar gradul de conservare și bunăstarea lor devin un indicator important al nivelului de cultură.

3.6. Considerații cu privire la potențialul adaptiv al speciilor de pești și la stabilitatea sistemelor ecologice

Studiile efectuate în ecosistemele acvatice intens poluate au arătat că stresul chimic tinde să fie însoțit de reducerea biomasei, abundenței și a bogăției de specii, spre deosebire de, ecosistemele neperturbate. Totuși, din cauza poluărilor cronice cu efect subletal, constatate cel mai frecvent în ecosistemele acvatice naturale din Republica Moldova [54, 64, 113, 116], acțiunea poluantului asupra biomasei și abundenței se poate exprima atât prin descreștere, cât și prin nemodificare, sau chiar prin creștere a acestor valori [11]. Anume acest mod de influență continuă și de intensitate medie, care induce modificări structural-funcționale în ihtiocenozele locale, reprezintă subiectul de bază abordat în acest subcapitol.

Este recunoscut faptul că, în funcție de exigențele ecologice a speciei, aceasta poate deveni numeroasă în habitatele oportune și dispărea din acelea în care măcar unul dintre factorii limitativi îi pune în pericol existența [29, 170]. Reducerea bogăției de specii în ecosistemele acvatice expuse poluării cronice este unul dintre indicatorii principali provocați de stresul chimic, dar și în acest caz am ajuns la concluzia că indicii de diversitate nu reflectă exact, în timp și în spațiu, dereglările apărute. Se constată, de exemplu, că de-a lungul unui gradient crescător al concentrațiilor unui poluant, diversitatea specifică exprimată numai prin indicele Shannon (Hs) nu înregistrează o descreștere continuă, ci, deseori, se poate produce o creștere valorică. Acesta este rezultatul majorării echitabilității (e) datorită ”efectului de diluare” a ponderilor speciilor reofile, care s-au dovedit a fi cele mai sensibile la poluări și la avansarea celor euritope oportuniste. Drept exemplu elocvent servește diminuarea aportului structural și productiv al speciilor reofile de pești pe fundalul progresului celor alogene și interveniente în stațiunea Soroca (fl. Nistru), unde se constată o diversitate mare și valori cantitative exagerate, dar cu un caracter artificial pronunțat ($H_s = 3,47 \pm 0,44$, $e = 0,80 \pm 0,09$, $I_s = 0,15 \pm 0,07$).

Efectul poluantului asupra mărimii populaționale (MP) se poate exprima în trei moduri: 1. pieirea în masă a hidrobionților (în cazul catastrofelor ecologice); 2. numărul de indivizi poate scădea până la un anumit nivel și populația se poate menține până la eliminarea factorului poluator (*ghiborțul-de-Dunăre* și *boarța* în canalele inundate din lunca Prutului și supuse unei încărcături organice majore) și 3. creșterea mărimii unei populații în cazul dezvoltării capacității de rezistență la emisii (*porcușorul* din r. Bâc, mun. Chișinău; *cleanul* din r. Răut, or. Orhei; *cleanul-mic*, *scobarul* și *oblețul* în fl. Nistru, or. Soroca).

Ultimul mod de exprimare a reacției comunității piscicole, prin creșterea exagerată a valorilor cantitative, devine elocvent în stațiunea Soroca, de pe fl. Nistru (Dens.=2469,00±634,20 exp./ha, B=49,25±6,56 kg/ha). De menționat că *oblețul* (*Alburnus*

alburnus), în zona de deversare a apelor menajere neepurate din or. Soroca, devine una dintre cele mai abundente specii, iar valorile sale gravidimensionale sunt peste limitele acceptabile: $l_{\max.} - 16,2$ cm și $P_{\max.} - 78$ g, ceea ce indică asupra unor condiții excelente de nutriție, în pofida poluărilor persistente. O stare populațională analogică se poate constata la porcușorul sarmatic (*Gobio sarmaticus*) din r. Bâc, mun. Chișinău (pe tronsonul amonte până în regiunea Gării-de-Nord), unde domină grupele superioare de vârstă, fiind frecvent capturate exemplare cu o lungime standard de până la 13,2 cm și cu greutatea de 45,0 g, media fiind $l_{\text{med.}} - 12,0$ cm și $P_{\text{med.}} - 31$ g, fapt ce reprezintă valori gravidimensionale mult peste cele obișnuite. De asemenea, rezultatele cercetărilor științifice din anul 2018 pe râul Bâc constată cele mai înalte valori cantitative în stația de colectare a mun. Chișinău (în amonte de S.A. "Circul din Chișinău"), densitatea numerică fiind aici de 1200,0 exp./ha și biomasa de $- 10,85$ kg/ha.

Astfel, în condițiile presiunii antropice cu efect de lungă durată, la unele specii de pești valoarea efectului limitativ se modifică în direcția creșterii normei de reacție și lărgirii zonelor de *optimum* sau *pessimum ecologic*. În așa fel, unele specii recunoscute ca indicatori ai apelor curate, pentru a rezista în noile condiții, sunt nevoite să se adapteze, iar în caz de succes, chiar proliferază. Amplitudinea și continuitatea influenței factorilor antropici nefaști din aceste râuri accelerează procesele de selecție naturală motrică în populații, determinându-le alte limite de toleranță (în direcția lărgirii), forme ecologice noi și chiar direcții noi în speciație. Dat fiind faptul că, în majoritatea ecosistemelor acvatice din țară, poluarea are un caracter permanent, iar speciile de pești demonstrează diferite norme de reacție, efectul toxicanților a devenit una dintre forțele motrice în selecția celor mai adaptate specimene. Grație duratei de viață scurtă, prolificității individuale înalte și apariției numeroaselor generații pe parcursul anului, speciile de talie mică devin modele reprezentative în procesul de selecție.

Analiza multianuală a ihtiocenozelor râurilor mici din diferite zone ale Republicii Moldova demonstrează o diversitate mai mare de specii recunoscute ca bioindicatori ai apei curate în zona de nord și centrală a țării: grindelul – *Barbatula barbatula*, speciile din genul *Gobio* și *Romanogobio*, ghiborțul comun – *Gymnocephalus cernuus*, boarța – *Rhodeus amarus*, ciobănașul – *Neogobius fluviatilis*, cleanul – *Squalis cephalus*, cleanul-mic – *Leuciscus leuciscus*, beldița – *Alburnoides bipunctatus*, zglăvoaca – *Cottus gobio*, boișteanul – *Phoxinus phoxinus* ș.a. Factorii determinanți ai acestui tablou ihtiologic sunt, din punctul nostru de vedere, **nu** atât nivelul mai mic de poluare din aceste zone, cât gradul mai mare de împădurire a malurilor și numărul mai mare de izvoare subterane care contribuie activ la menținerea unui regim termic, gazos și hidrologic mai favorabil. Pentru ecosistemele râurilor mici puternic afectate antropic, speciile cele mai reprezentative sunt: *carasul argintiu*, *babușca*, *moșul-de-*

Amur, speciile de zvârlugi și chiar *bibanul* care, în aceste condiții, formează asociații fidele și durabile în timp (Tabelul A. 14.1.) [19]. De asemenea, s-au evidențiat modificările și reacțiile provocate la nivel populațional a speciilor de pești și ghildelor ecologice din râurile mari și medii, precum sunt fl. Nistru și r. Prut, în condițiile amenințărilor antropice crescânde (Tabelul A 14.2.).

Clasificarea stării ecologice în funcție de particularitățile ihtiofaunistice, pe lângă avantajele unei evaluări rapide și simple, are și unele dezavantaje. Deoarece este bazată mai mult pe criteriul saprobiologic a lui Kolkwitz și Marson (poluare organică) și pe modificările hidromorfologice, această clasificare nu ia în considerație caracterul complex al efectului impactului antropic [171]. De asemenea, ea este susceptibilă nu numai față de specie, dar și față de particularitățile adaptive ale populațiilor în diferite ecosisteme acvatice. Simpla prezență a unor specii, asociată condițiilor de deteriorare, poate duce la concluzii greșite, întrucât ele pot fi prezente și în comunități neperturbate grație valențelor ecologice largi. Astfel, unele specii relativ oxifile ca *oblețul*, *ciobănașul*, *bibanul*, *boarța*, *ghiborțul comun*, *murgoiul-bălțat*, *cleanul*, *cleanul-mic*, ș.a., grație potențialului hidrobiotopic de excepție și normei largi de reacție, pot fi numeroase atât în ecosistemele intens poluate, cât și în cele moderat poluate și deloc poluate (fapt demonstrat prin abundența și frecvența lor semnificativă în râurile mici din nordul țării, care s-au dovedit a fi mai favorabile ecologic). De asemenea, unele specii recunoscute ca indicatori de apă curată, cum sunt, de exemplu, *speciile de porcușori*, *zglăvoaca*, *boișteanul*, *boarța*, *ghiborțul comun*, *ghiborțul-de-Dunăre*, *ciobănașul*, *bibanul*, *cleanul*, *cleanul-mic*, în unele ecosisteme intens poluate pot forma ecotipuri deosebit de rezistente, iar după pondere, pot deveni chiar eudominante [19].

În baza investigațiilor multianuale, putem afirma cu certitudine că majoritatea reprezentanților piscicoli în perioada actuală demonstrează un potențial adaptiv destul de înalt. Un aspect foarte important este acela că apa este o condiție obligatorie pentru existența populațiilor de pești, iar în cazul unui dezastru ecologic, acestea au șanse mici de supraviețuire. De aceea, suntem în drept să înaintăm ipoteza care susține că peștii, ca grupă inferioară de vertebrate, în procesul evoluției îndelungate au reușit să dezvolte numeroase mecanisme ereditare și ontogenetice de apărare ce le permite să reziste chiar și în condiții vitrege de mediu și că, în unele cazuri, este mai corect să definim procesul evoluției ca pe o permanentă transformare conjuncturală, exprimată prin progresia, stabilizarea sau digresia unor caractere bioecologice, decât ca pe un proces de autoperfecționare continuă a sistemelor biologice. Prin urmare, utilizarea sensibilității speciilor indicatoare de pești în condițiile unei poluări de lungă durată, dar cu efect subletal, trebuie făcută cu multă rezervă, în unele cazuri pot fi eronate rezultatele în

sistemul de biomonitoring acvatic. În schimb, adaptabilitatea înaltă a majorității speciilor de pești în condiții de poluare moderată dă naștere noilor direcții științifico-practice în scopul reabilitării populațiilor speciilor cu divers statut de raritate, prin procedee de selecție a celor mai rezistente genotipuri sau prin ”cultivarea în condiții controlate a specimenelor cu caractere bioecologice dorite” și prin repopularea ulterioară în ecosistemele-țintă. Drept exemplu elocvent poate servi reproducerea, în condiții artificiale, a genotipurilor toxicorezistente de *porcușor-sarmatic* din r. Bâc (stațiunea mun. Chișinău) sau a *cleanului* din r. Răut (stațiunea or. Orhei) și repopularea cu progenituri a altor ecosisteme lotice mici din țară. Astfel, dacă la nivel organismic se pot induce mecanisme de creștere a capacității de rezistență prin mobilizarea potențialului adaptiv în condiții stresogene cu efect subletal, atunci această afirmație poate fi valabilă și pentru oricare alt sistem ecologic, atât populațional cât și ihtiocenotic, care funcționează după aceleași principii și legități naturale.

În așa fel, investigațiile ihtologice multianuale au condus la dezvoltarea concepției științifice cu privire la relativitatea clasificării ecologice a speciilor de pești (sub aspect toxicorezistent, migrațional, reproductiv, trofic ș.a.). Aceasta susține că factorii de mediu locali și potențialul adaptiv individual, devin criterii determinate în procesul evidențierii ghildelor ecologice, iar populațiile locale, ce dispun de genofonduri unice, sunt elemente de bază a procesului evolutiv. Identificarea particularităților bioecologice diferențiate ale specimenelor din populațiile locale și valorificarea ulterioară a acestor caractere utile, poate deveni, în perspectivă, un pilon important la dezvoltarea managementului bioproductivității.

Putem conchide că specia ca, entitate taxonomică, reprezintă, în esență, o unitate de clasificare relativă, empirică ca formă și temporară ca durată, ce conține grupări de taxoni subspecifici locali care, grație particularităților de acțiune a factorilor de mediu la nivel local, vor determina ”jocul de gene în cadrul genofondului” și, ca finalitate, caracterul speciației.

Specia este rezultatul unui proces continuu al selecției prin mutagenză în condiții de confruntare cu factorii de mediu și, în funcție de potențialul adaptiv al reprezentanților săi, poate dezvolta sau nu noi direcții în procesul de speciație. Această afirmație denotă necesitatea tratării speciei mai mult din punct de vedere empiric (păstrând sensul definiției clasice) și mai puțin în scopul ”completării” băncilor de date taxonomice, ce s-a dezvoltat enorm grație progresului tehnicilor de studiu genetico-moleculare, și care pun, deseori, la îndoială definiția clasică a conceptului de specie. Desigur, importanța dezvoltării tehnologiilor moderne în biologie este neîndoieabilă, dar considerăm că nu trebuie exagerat, căci putem ajunge la un impas steril, la irosirea timpului în discuții teoretice și, implicit, la tergiversarea măsurilor necesare și eficiente de protecție și conservare. Majoritatea acestor ”specii noi” nu reprezintă altceva decât una dintre

expresiile normei de reacție la nivel de genotip și fenotip, investigațiile taxonomice ulterioare trebuind efectuate printr-o colaborare mai strânsă între tehnicile moderne genetico-moleculare și cele clasice (morfologice, fiziologice, etologice ș.a.).

Prin urmare, noțiunea de specie, dincolo de importanța sa indiscutabilă pentru știință, trebuie să aibă și un aspect pur aplicativ, pentru o delimitare mai facilă și, dacă e cazul, pentru a proteja mai bine populațiile amenințate. Pentru aceasta, în interiorul speciei, ar putea fi evidențiate și abordate numeroase forme ecologice (sau populații) cu particularități biologice diferențiate: migraționale (de exemplu *vârezubul*, *ghidrinul*, *sabița*, *morunașul*), toxicorezistente (*porcușorii*, *zglăvoaca*, *boișteanul*, *cleanul*, *ghiborțul-de-Dunăre*, *boarța*, *bibanul*, *ciobănașul*), trofice (*babușca*, *bibanul*, *șalău* ș.a.), reproductive (*boarța*, *porcușorii*, *specii de ghiborț*), etologice ș.a. Evidențierea particularităților bioecologice diferențiate și valorificarea lor ulterioară poate servi ca premisă importantă pentru dezvoltarea managementului bioproductivității (de pildă, cultivarea ecomorfelor specializate pentru consumul hranei necaracteristice, dar aflate în exces în ecosistem) și al conservării biodiversității (ex. ecoformele speciilor cu statut de raritate, dar cu o capacitate biotică și toxicorezistență înaltă) (Figura A. 14.1.)

Prin urmare, concepția relativității în clasificarea ecologică a taxonilor contribuie esențial la dezvoltarea teoriei stabilității ecosistemice, conform căreia potențialul echilibrului ecosistemic se poate menține în baza puținelor specii generaliste oportuniste, care pot dezvolta în cadrul populațiilor diverse grupări ecologice/relații intraspecifice cu rol de amortizare a pierderilor bogăției specifice în condițiile de intensificare a presiunii antropice.

Concepția stabilității ecosistemice

Stabilitatea poate fi înțeleasă sau exprimată în mai multe feluri: a) reziliența, care descrie viteza cu care o comunitate se întoarce la starea inițială după o perturbare care a scos-o din respectiva stare; b) rezistența, care descrie capacitatea unui sistem de a se opune ieșirii din starea inițială [47].

De cele mai multe ori, în literatura de specialitate termenul de stabilitate se utilizează, mai ales pentru caracterizarea rigidității diferitelor nivele de organizare a sistemelor biologice [68]. Totuși, până în prezent se duc discuții aprinse cu privire la definirea acestui termen, în special atunci când este extrapolat la sistemele vii (ecosisteme). Este unanim recunoscut că stabilitatea este o variabilă a stării structural-funcționale a ecosistemului care, la rândul său, este determinată de starea factorilor de mediu ce o influențează. Dacă, în condițiile unor gradienti de mediu, ecosistemul este caracterizat de o anumită stare structural-funcțională și deci o anumită

stabilitate, atunci la schimbarea structurii sale sub influența altor gradienti de mediu, se modifică și starea lui de stabilitate. Se consideră că biocenozele constituite dintr-un număr suficient de mare de specii sunt stabile, prin urmare, echilibrul ecologic este o funcție a biodiversității, fiindcă biocenozele dispun și de o structurare internă bogat diversificată, cu interconexiuni biocenotice maxim posibile care funcționează ca un fel de sistem-tampon și care le permite să diminueze tensiunile interspecifice intrabiocenotice [29]. Unii autori susțin că cele mai stabile ecosisteme sunt acelea în care domină speciile stenobionte [68, 170]. Nu întotdeauna însă capacitatea de a opune rezistență este direct proporțională cu complexitatea nivelului specific de organizare a sistemului. În prezent, dimpotrivă, se observă o degradare rapidă a ecosistemelor naturale până la o stare simplificată structural care, ulterior, se menține relativ constantă în timp. În pofida multiplelor cauze care determină echilibrul ecosistemelor, stabilitatea lor devine o însușire inalienabilă și relativ durabilă, caracterizată mai degrabă printr-o anumită formă de exprimare, decât cuantificată ca valoare. Prin urmare, putem afirma că, în prezent, ecosistemele trec dintr-o stare a stabilității în alta. Și numai în condiții critice se pierd ambele forme funcționale ale stabilității, întrucât potențialul major de menținere a echilibrului dinamic nu este unul infinit, existând o valoare critică admisibilă (capacitate maximă de suport), după care nici modificările de ordin calitativ, nici cele de ordin cantitativ, nu mai pot menține o stare funcțională normală a ecosistemului.

Prin urmare, putem evidenția trei forme a stabilității ecosistemice: 1. stabilitate calitativă (**SC**); 2. stabilitate cantitativă (**sc**) și 3. instabilitate totală (**it**). Indiferent de forma stabilității, tendința principală a ecosistemului este de a-și menține cu orice preț funcționalitatea (cu excepția instabilității totale). În prezent, s-a constatat că majoritatea ecosistemelor trec la cea de-a doua formă a stabilității, când biocenoza pierde rapid din bogăția specifică, dar se produc modificări semnificative la nivelul speciilor generalist-oportuniste rămase în biotop, având loc o creștere rapidă a efectivelor, cu o diversificare a relațiilor la nivel intraspecific.

În urma cercetărilor multianuale efectuate, a fost posibilă evidențierea unor particularități și legități biocenotice foarte importante ce au servit drept bază fundamentală în dezvoltarea ulterioară a concepției stabilității ecosistemice (explicată prin intermediul piramidei stabilității ecosistemice). Astfel, în ecosistemele acvatice mari și complexe, bogăția taxonomică este încă apreciabilă, iar speciile constituente se caracterizează prin nișe ecologice (trofice, spațiale) bine delimitate, cu o structură populațională echilibrată și cu relații intrabiocenotice numeroase și multiplu asigurate (de regulă, un ecosistem neafectat și bogat în specii este format din câțiva taxoni-cheie și dintr-o mulțime de specii accesorii care, în caz de perturbări structurale, vor compensa și prelua funcțiile pierdute). În schimb, în ecosistemele acvatice supuse semnificativ

presingului antropic, diversitatea ihtiofaunistică devine săracă ca rezultat al dispariției numeroaselor specii accesorii, taxonii-cheie devenind, ori specii alogene înalt competitive ori specii indigene generalist-oportuniste (așa-numitele ecosisteme cu o biomonotomie ridicată). Și numai în unele zone suprapoluate ale râurilor mici din țară, atât diversitatea, cât și efectivele speciilor sunt sub valorile minime acceptabile. Pentru ecosistemele acvatice naturale din Republica Moldova, este caracteristic cel de-al doilea caz, când se constată un grad mare de dominare a unor specii generaliste, la care se dezvoltă, în majoritatea cazurilor, fenomenul polimorfismului ecologic (**sc**) [11].

Este cunoscut faptul că valoarea, distribuția și abundența resurselor de hrană se numără printre principalii reglatori ai abundenței populațiilor dintr-un ecosistem [5, 29]. În condițiile când se constată un proces activ de eutrofizare/limnificare a ecosistemelor acvatice, se produce o uniformizare a structurii hidrobiotopice și o acumulare în surplus a substanțelor biogene (compuși ai N și P) ce se cer antrenate în circuitul de materie și energie a sistemului. Drept rezultat, devin favorizate un număr redus de specii bine adaptate la condițiile date de mediu, unde adesea se constată deficit de oxigen, „înfloriri algale”, acumulări de biogaze toxice ș.a. Aceste specii euritope, euriterme, eurioxibionte și toxicorezistente, în urma îmbunătățirii condițiilor de nutriție și a lipsei presingului din partea prădătorilor naturali, se reproduc în mod excesiv, iar atingând apogeuri numerice, sunt forțate să caute diverse metode de detensionare a concurenței intraspecifice. Astfel, precum concurența interspecifică îngustează nișa ecologică a speciei, tot așa și concurența intraspecifică, conduce la apariția grupărilor de indivizi îngust specializați într-o populație cu efective înalte. Drept rezultat, apar grupări de ecofene specializate: *bibanul* planctonofag de litoral și cel ihtiofag de adâncime, formele ecologice a *soretelui* de litoral și de adâncime, *babușca* malacofagă și cea macrofitofagă, ecotipurile de *caras argintiu* ș.a.

În consecință, repartizarea speciilor oportuniste multidominante pe diferite niveluri trofice, sau poziționarea unei specii cu reprezentanți în diferite verigi ale lanțului trofic, devine o strategie importantă a ecosistemului de a-și menține starea de stabilitate și în cele din urmă, de a antrena și valorifica integral excesul de biomasă organică în circuitul de materie și energie. Concepția expusă poate fi mai ușor sesizată construind piramida stabilității ecosistemice (Figura 3.25.) [11, 20].

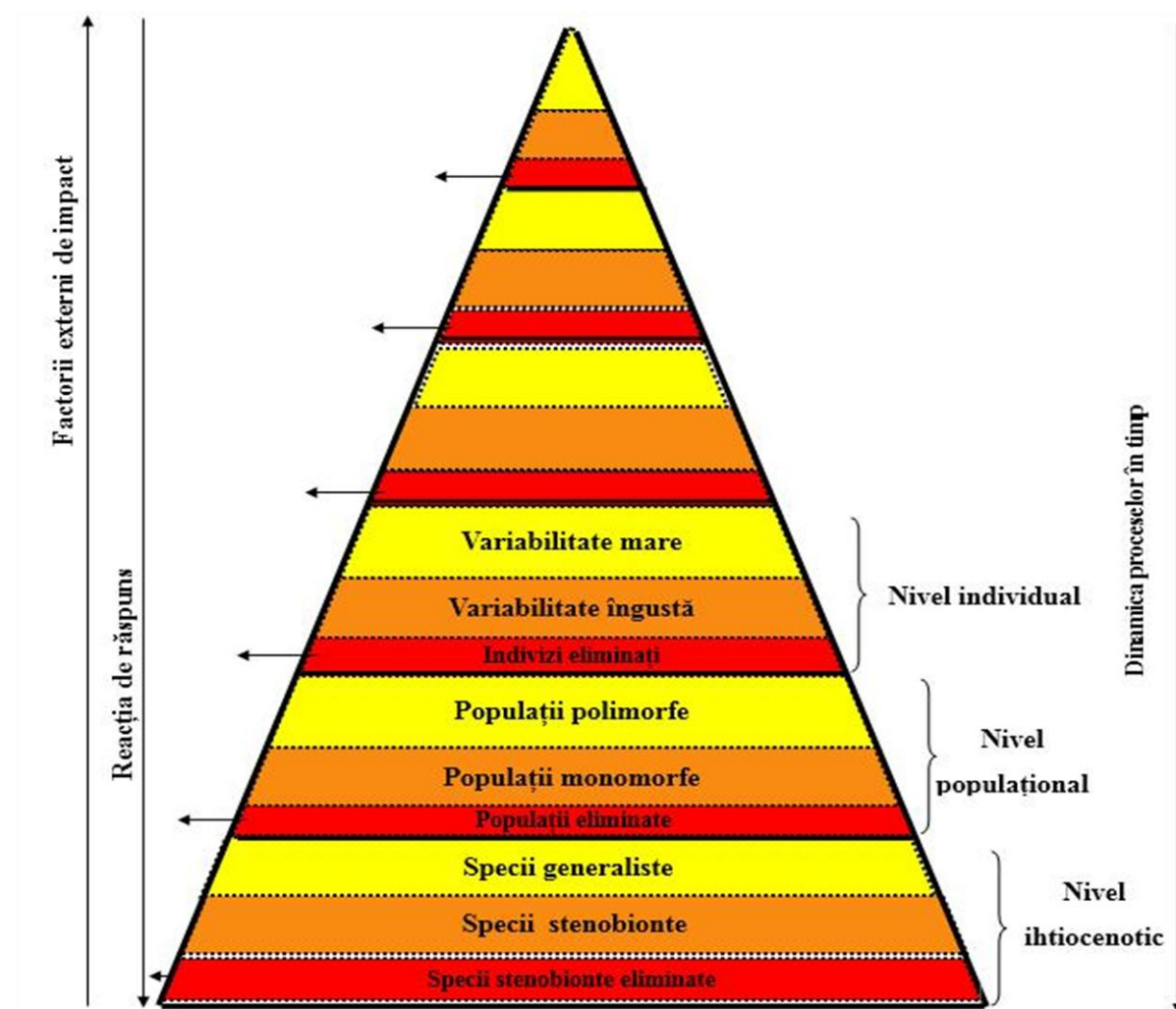


Fig. 3.25. Piramida stabilității ecosistemice

Aidoma principiului de ierarhizare a piramidei trofice, fiecare nivel intraindividual și supraindividual al piramidei stabilității ecosistemice (molecular, celular, tisular, organic, individual, populațional, biocenotic) este reprezentat de mai multe subniveuri bioecologice, spre bază (↓) crescând gradul de specializare în cadrul nivelului. Sub influența factorilor externi de impact, care acționează de la bază spre vârful piramidei, sunt afectate, în primul rând, elementele subnivelurilor îngust specializate în cadrul nivelurilor superioare de organizare sistemică, ce nu pot răspunde rapid și adecvat la rigorile schimbătoare ale mediului. În acest caz, reacția de răspuns se va manifesta de la vârf spre bază, mobilizându-se elementele din subnivelurile de organizare nediferențiate care, fiind mai simple și ușor modelabile (cu economii de timp și energie), devin avantajate în fața celor progresive și prea rigide pentru un răspuns prompt (cu sacrificii energetice mai mari la reconformare). Acesta este, de fapt, motivul pentru care în procesul de bioindicație, sunt sesizate mai ușor modificările la nivelul structurilor specializate supraindividuale, cum este, de exemplu, dispariția sau evadarea din zona afectată a speciilor stenobionte de pești.

În cazul succesului demonstrat în timp, reacțiile induse de subnivelurile generaliste vor căuta posibilitatea eficientizării randamentului, prin dezvoltarea specializărilor (formelor ecologice) care, la rândul lor, în condiții constante de mediu, vor conduce, în cadrul procesului de speciație, la apariția noilor entități taxonomice stenobionte. Drept exemplu elocvent servește fenomenul polimorfismului ecologic, cu multiplele grupări ecologice populaționale ce reprezintă o fază impusă temporar în condiții instabile de mediu sau o fază tranzitorie, care conduce la speciației în condiții de stabilizare a gradientilor de mediu. În așa fel, polimorfismul ecologic contribuie la apariția speciilor oportune în momente oportune, facilitează conviețuirea speciilor euritope în condiții de concurență aprigă, permite conservarea speciei în condiții ecologice instabile și reprezintă o strategie importantă de menținere a stabilității ecosistemelor care, în funcție de valoarea diversității specifice și intra-specifice, indică ecosisteme mature neafectate antropic (cu diversitate specifică mare și cu o pondere semnificativă a speciilor stenobionte) sau ecosisteme tinere, degradate ori în curs de restructurare (diversitate specifică mică și variabilitate individuală pronunțată).

În majoritatea ihtiocenozelor ecosistemelor acvatice din Republica Moldova, se constată dominarea speciilor cu ciclul vital scurt și degradarea populațiilor speciilor cu ciclul vital lung (mai ales prin suprapescuit). Regula generală este că, cu cât structura de vârstă este mai simplă, cu atât perioada de restabilire după o perturbare profundă este mai scurtă (asemeni subnivelurilor nespecializate ale piramidei stabilității ecosistemice). Pentru speciile cu ciclul vital lung, care au o structură populațională complexă, o condiție primordială a reproducerii reușite și de perpetuare în timp a speciei devine mediul relativ constant, lipsit de variații extremale. Astfel, se va asigura procesul reproductiv și supraviețuirea indivizilor până la vârsta de maturizare târzie, iar grație prolificității lor înalte și competitivității accentuate, speciile date pot deveni chiar dominante în condiții neafectate antropic. Pentru ca aceste populații să fie scoase din faza de echilibru, e nevoie de acțiunea unei forțe destabilizatoare mult mai mare. Dacă, însă, acest lucru se întâmplă, perioada și efortul depus pentru restabilire, de asemenea, devine mult mai mare. Astfel, populațiile *k* strategice vor fi rezistente la perturbări, dar, odată perturbate, ele au șanse reduse de recuperare (reziliență redusă). Populațiile cu strategii de tip *r* vor avea rezistență redusă, dar reziliență mare.

Starea de stabilitate a ecosistemelor este și o variabilă temporală. Cele cu diversitate specifică mare păstrează funcțiile ambelor forme de stabilitate: cea calitativă (**SC**) – ca una activă și cea cantitativă (**sc**) – ca una de rezervă (latentă). De aceea, omul trebuie să conștientizeze că ceea ce a format natura în procesul evoluției îndelungate este un patrimoniu natural de o valoare irepetabilă și inestimabilă.

Dacă secționăm *baza* oricărui nivel al piramidei stabilității ecosistemice și ometem *trunchiul de jos*, atunci obținem, de fiecare dată, o piramidă cu o înălțime mai mică, care întrunește nivelurile ierarhice mai inferioare, având *vârful* și *fețele* laterale comune (secționarea piramidei este, de fapt, activitatea factorului ecologic distructiv). **Înălțimea piramidei (H)** ($\updownarrow$) exprimă suma nivelurilor de organizare, fiecare dintre acestea fiind estimat în unități informaționale conform numărului de elemente (de pildă pentru nivelul specific este $N_{sp.}$), iar **suprafața bazei (S)** ($\leftrightarrow$) exprimă complexitatea de relații la nivel specific/intraspecific și reprezintă, în esență, o proiecție a manifestărilor adaptive în procesul evoluției taxonilor prin mecanisme de combinare, agregare, recombinare, regenerare, selecție ș.a.

Având valorile *înălțimii piramidei* și a *suprafeței bazei*, se poate calcula **volumul piramidei**, exprimată matematic prin relația $V = \frac{1}{3} \times H \times S$. Relația dată reprezintă, în esență, **potențialul de menținere a echilibrului ecosistemic (V)**. Prin urmare, putem demonstra că eterogenitatea în interiorul nivelurilor și subnivelurilor este o valoare direct proporțională cu gradul de stabilitate a ecosistemului (V). În caz de reducere a lui H ($\updownarrow$), funcționalitatea se poate păstra prin creșterea valorii lui S, ceea ce confirmă faptul că forma calitativă a stabilității (**SC**) păstrează funcțiile ambelor tipuri de stabilitate, iar forma cantitativă este o măsură de rezervă. În așa fel, piramida capătă o valoare mai mică a lui H, dar își mărește suprafața muchiilor sale și, ca rezultat, nu-și schimbă practic volumul.

Concluzii la Capitolul 3

1. Investigațiile efectuate în ecosistemele acvatice naturale ale Republica Moldova pe parcursul anilor 2006-2019 au scos în evidență o diversitate ihtiofaunistică constituită din 82 de specii, aparținând la 12 ordine și 19 familii: *Petromyzontidae* (1 sp.), *Acipenseridae* (2 sp.), *Salmonidae* (1 sp.), *Cyprinidae* (38 sp.), *Gobiidae* (10 sp.), *Cobitidae* (8 sp.), *Percidae* (6 sp.), *Clupeidae* (3 sp.), *Gasterosteidae* (2 sp.), *Esocidae* (1 sp.), *Balitoridae* (1 sp.), *Siluridae* (1 sp.), *Lotidae* (1 sp.), *Sygnathidae* (1 sp.), *Atherinidae* (1 sp.), *Centrarchidae* (1 sp.), *Odontobutidae* (1 sp.), *Cottidae* (2 sp.), *Umbridae* (1 sp.).

2. Sub aspect comparativ, ihtiofauna tuturor ecosistemelor acvatice naturale din Republica Moldova a suferit modificări distructive majore, cel mai mult în râurile mici, în lacurile naturale și în fluviul Nistru; mai puțin în râul Prut și în lacul de acumulare Costești-Stânca.

3. Cea mai bogată ihtiofaună se constată în cursurile inferioare ale fluviului Nistru și râului Prut grație zonei de ecoton. Cu cât ne deplasăm în amonte, se majorează ponderea speciilor reofile de pești, dar scade valoarea diversității specifice și a biomase piscicole.

4. Sub aspectul diversității și al ponderii în capturi a speciilor de pești cu divers statut de raritate (național și internațional), r. Prut întrece semnificativ fl. Nistru, fapt ce poate indica la o presiune antropică mai mare asupra ecosistemului fluvial (pe lângă alți factori determinați).

5. Analizând indicatorii cantitativi statici și productivi, se poate afirma că biomasele piscicole, evaluate în diferite stații de colectare a probelor de pe fluviul Nistru și râul Prut, demonstrează valori semnificative, dar care, în mare parte, sunt constituite din specii de talie mică de origine alogenă și intervenientă și economic nevaloroase (*guvizii, undreua, oblețul, boarța ș.a.*).

6. În pofida îmbogățirii artificiale a diversității specifice, crește viteza de substituție a speciilor-cheie și frecvența de apariție a fenomenului de superdominanță. Conform concepției piramidei stabilității ecosistemice, la acțiunea de mai departe a fluctuațiilor gradientilor de mediu, în concurs cu presingul înalt al pescuitului ilicit, vor fi avantajate speciile generaliste oportuniste, reprezentate prin numeroase forme ecologice locale de talie mică și medie (*carasului argintiu, babușca, soretele, bibanul ș.a.*).

7. Conform ghidurilor ecologice la care aparțin speciile de pești, în prezent, în ecosistemele acvatice naturale din țară sunt avantajate cele limno-reofile de talie mică (sau formele pitice a speciilor de talie medie-mare), fitofile sau polifile, cu o reproducere porționată și un sezon reproductiv extins, eurifage sau trofic oportuniste, euriterme, eurioxibionte, eurihaline și toxicorezistente.

8. În condiții de exces a biomasei speciilor de talie mică și a *dreissenidelor* în ecosistemele riverane mari se creează premise favorabile de ameliorare a populațiilor speciilor ihtiofage și malacofage de pești, precum *somnul, crapului, șalăul, vârezubul ș.a.* Unicii factori limitativi rămân a fi pescuitul cu efect selectiv, instabilitatea condițiilor de reproducere și poluările antropice.

9. Precipitațiile abundente în lunile mai-iulie din aa. 2018-2019 pe teritoriul Republicii Moldova au cauzat sporuri populaționale semnificative în grupele tinere de vârstă la speciile fitofile de talie mare cu perioadă reproductivă medie-târzie (*somnul european și crapul european*).

4. FENOMENUL BIOINVAZIEI ÎN IHTIOCENOZELE REPUBLICII MOLDOVA

4.1. Speciile de pești alogene, interveniente și indigene oportuniste în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova

Pentru a descifra mecanismele care au provocat progresia biologică a unor specii alogene de pești în limitele Republicii Moldova pentru a evidenția cauzele și a implementa măsurile eficiente de reglare a efectivelor, este necesar să cunoaștem particularitățile biologice ale fiecărui taxon luat în parte, istoricul pătrunderii și efectele ecologo-economice provocate. În acest sens, speciile alogene de pești au fost sistematizate după mai multe criterii [83].

În funcție de modul de pătrundere și de impactul ecologo-economic produs în ecosistemele acvatice naturale ale Republicii Moldova, sunt evidențiate următoarele grupe:

1. Speciile alogene de importanță economică translocate deliberat (Figura A 16.1. – A 16.4.) – după estimările noastre, în apele Republicii Moldova, în diferiți ani, au fost întreprinse măsuri de sporire a productivității piscicole prin introducerea a peste 15 specii de pești de origine asiatică și nord-americană, care fac parte din 10 genuri și 6 familii: *Coregonus peled* (Gmelin, 1789), *Coregonus maraenoides* Berg, 1916, *Coregonus albula* (Linnaeus, 1758) (introduse în 1951); nisetru-siberian – *Acipenser baeri* Brandt, 1869 (lucrările de populare ale Nistrului cu sturioni au început din 1959); sângerul – *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844), novacul – *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) și cosașul – *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) (introduse din 1961); scoicarul – *Mylopharyngodon piceus* (Richardson, 1845) (introdus în anii '70 ai secolului trecut); trei specii de buffalo: *Ictiobus cyprinellus* (Valenciennes, 1844), *Ictiobus bubalus* (Rafinesque, 1818) și *Ictiobus niger* (Rafinesque, 1819) (introduse în 1973); somnul-de-canal – *Ictalurus punctatus* (Rafinesque, 1818) (introdus în 1976); poliodonul – *Polyodon spathula* (Walbaum, 1792) (introdus în 1974); larvele de bester (introduse în 1974) [23, 26, 58, 104, 142, 145, 173, 202]. Pilengasul – *Liza haematocheilus* (Temminck et Schlegel, 1845) [114], somnul-african – *Clarias gariepinus* Burchell 1842 și păstrăvul-curcubeu – *Oncorhynchus mykiss* Walbaum 1792 sunt obiecte relativ noi ai acvaculturii autohtone.

Printre speciile susmenționate, astăzi numai trei se cultivă pe larg în amenajările piscicole: sângerul, novacul și cosașul [26, 243], pe când restul (poliodonul, nisetru-siberian, somnul-african, pilengasul, somnul-de-canal, păstrăvul-curcubeu, fântânelul ș.a.), sunt crescute în cantități foarte mici și în condiții speciale. Lotul reproducătorilor unor introducenți ca: scoicarul, speciile de buffalo și coregonii, din diverse motive, s-a pierdut iremediabil.

2. **Speciile invazive pătrunse accidental sau cele răspândite prin autoexpansiune** (Figura A 17.1. – A. 17.4.): murgoiul-bălțat – *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1844), soretele – *Lepomis gibbosus* (L., 1758), moșul-de-Amur – *Perccotus glenii* Dybowski, 1877, carasul argintiu – *Carassius auratus s. lato*. În prezent, încă nedepistată, dar cu mare risc de apariție, este pătrunderea din Dunăre în r. Prut a somnului-pitic – *Ictalurus nebulosus* Le Sueur, 1819 [247].

3. **Specii interveniente potențial invazive răspândite prin autoexpansiune** (Figura A 18.1. – A 18.12.; Figura A 18.15. – A 18.19.): stronghilul – *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), moaca-de-brădiș – *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837), ciobănașul – *Neogobius fluviatilis* Pallas, 1811, mocănașul – *Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857), guvidul-de-baltă – *Ponticola kessleri* (Guenther, 1861), undreaua – *Syngnathus abaster* Eichwald, 1831, aterina-mică-pontică – *Atherina boyeri* Risso, 1810, gingirica – *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840), ghidrinul – *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758, osarul – *Pungitius platygaster* (Kessler, 1859) ș.a. Aceste specii au proliferat și și-au lărgit rapid arealele grație unui concurs de factori ecologici: modificarea condițiilor abiotice în râuri din cauza fragmentărilor de albie; conectarea interbazinală prin intermediul canalelor; eliminarea competitorilor și consumatorilor autohtoni puternici prin pescuit selectiv și, nu în ultimul rând, tendința de încălzire globală. Așadar, speciile estuarice și cele marine de pești care sunt, preponderent, răpitoare facultative de origine sudică, în noile condiții au găsit atât habitate prielnice lipsite de ihtiofagi, cât și surse bogate de hrană.

4. **Specii invazive native** (Figura A 19.1. – A 19.5.). Efectul invaziv poate fi propice nu numai speciilor alogene și interveniente de pești, dar și unor **specii native oportuniste de talie mică și medie** care au profitat de schimbările bruște ale condițiilor de mediu. Din speciile aborigene multidominante de pești care, în anumite condiții, pot provoca efecte invazive în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova, menționăm: *oblețul*, *babușca*, *bibanul*, *batca*, *boarța europeană*, unele *specii de zvârlugi* ș.a.

Progresia biologică a *zvârlugilor* din ultima perioadă, mai ales în râurile mici ale Republicii Moldova, se datorează, în mare parte, diversității genotipice mari (numeroase biotipuri di-, tri- și tetraploide), biologiei reproducerii (ginogenetică și sexuată), particularităților oportuniste în dezvoltarea ontogenetică timpurie, mimetismului pronunțat, inaccesibilității față de uneltele de pescuit tradiționale, deficitului consumatorilor naturali, cât și toleranței mari față de alternările bruște ale valorilor gradientilor de mediu, *zvârlugile* suportând cu ușurință hipoxia, temperaturile înalte, apele cu diferit grad de salinizare, poluările antropice semnificative ș.a. Se consideră că în regiunea vest palearctică, la procesul de hibridizare și, respectiv, la formarea biotipurilor poliploide, participă patru specii de zvârlugi. Pe de o parte, poliploidul se formează pe baza

genomului zvârlugii-de-Dunăre (*C. elongatoides*), iar pe de altă, a zvârlugii comune (*C. taenia*) și zvârlugii-de-Don (*C. tanaitica*), ultimele fiind reprezentate atât separat, cât și în formă hibridată. S-a constatat că efect invaziv prezintă doar formele alotriploide de *zvârlugi*, care demonstrează un potențial adaptiv mai înalt în comparație cu formele parentale diploide de la care au descins, substituindu-le pe cele din urmă în biotopuri. În toate cazurile, expansiunea formelor poliploide indică semne de origine danubiană, în genomul lor fiind identificat setul cromozomial al zvârlugii-de-Dunăre – *Cobitis elongatoides* [152]. Studiile efectuate pe teritoriul Republicii Moldova privind taxonomia și ecologia acestui grup sistematic au constatat următoarele rezultate:

1. Au fost identificate specii și biotipuri hibride – *C. elongatoides*, *C. elongatoides* x *C. taenia* x *C. tanaitica*, *C. 2.elongatoides* x *C. tanaitica*, *C. 2.elongatoides* x *C. taenia*, *C. tanaitica* x *C. taenia*, *C. elongatoides* x *C. tanaitica*. Diversitatea biotipurilor hibride, raportată la numărul de indivizi studiați, demonstrează faptul că bazinele r. Prut și fl. Nistru (Republica Moldova) sunt, probabil, zone importante de interhibridare pentru speciile complexului hibrid *Cobitis taenia* [39].

Efectul invaziv al altor specii indigene euritope înalt competitive ca *babușca*, *oblețul*, *batca*, *bibanul*, *boarța ș.a.* reprezintă reacția de răspuns la procesele active de limnificare a ecosistemelor lotice (cauzate de fragmentările multiple a albiilor), distrugerea nivelului trofic al ihtiofagilor și îmbunătățirii condițiilor de nutriție. Astfel, *batca* a devenit deosebit de numeroasă în sectoarele inferioare ale fl. Nistru și r. Prut (inclusiv în lacurile și bălțile de luncă), *oblețul* și *babușca* abundă pretutindeni mai ales în lacurile de baraj, iar *boarța* și *zvârlugile* au devenit deosebit de numeroase în râurile mici din țară și în zonele de litoral ale fl. Nistru și r. Prut. Unii autori, ca Bogutskaia N.G. și Naseka A.M., indică invazia primară a *boarței* în toate râurile sudice ale Federației Ruse [73]. De asemenea, s-a constatat că *boarța* a stimulat expansiunea altei specii invazive, *Anodonta woodiana*, glohidiile sale fiind activ răspândite prin zoocorie [296].

Un subiect aparte, care încă urmează a fi elucidat, este originea speciei *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758). După unele considerații, patria sa este Extremul Orient [118], după altele, specia ar proveni din bazinul fl. Dunărea, prin translocări ulterioare *crapul* ajungând obiectul acvaculturii orientale [283]. În prezent, dezvoltarea vertiginoasă a cipuriculturii a condus la apariția a diverse rase înalt productive, de bază fiind *crapul* cu solzi, oglindă și golaș [142, 145, 284]. Începând din 1979, în Republica Moldova au fost importate rase de origine ucraineană ("Nivceansk") și românească ("Frăsinet"). Un aport semnificativ la ameliorarea genetică l-au adus oamenii de știință din Republica Moldova, de exemplu, Curcubet G.H., Domanciuc V.I., Lobcenco V.V., care au reușit să obțină rase autohtone cu indici înalți de rezistivitate și productivitate, precum: *crapul* de Cubolta, de Telenești, de Mândâc [26, 142, 243]. Oricât de

evident ar părea efectul pozitiv al acvaculturii asupra indicilor de productivitate piscicolă a ecosistemelor acvatice, astăzi, *forma sălbatică a crapului european* se află în pericol major. Ne referim la impurificarea genofondului (intenționat, prin populări, sau accidental, prin scăpări de material piscicol) cu exemplare provenite din crescătorii, rase care au ca origine cele două subspecii est-asiatice, sau cu culturi modificate genetic ale speciei europene. Astfel, o evoluție de sute de mii de ani a formei europene sălbatice, determinată de izolarea geografică poate fi anulată în doar câteva decenii.

Diversitatea speciilor alogene, interveniente și multidominante indigene de pești în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova

În ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova de la începutul secolului XX până în prezent, s-au identificat peste 40 de taxoni de origine alogenă și intervenientă (Tabelul 4.1.).

Tab. 4.1. Speciile alogene și interveniente de pești semnalate pe teritoriul Republicii Moldova (din secolul XX până în prezent)

Nr	Specia	Zona de import ¹	Perioada pătrunderii ²	Modul de pătrundere și dinamica efectivului în limitele Republicii Moldova ³				Efectul produs ⁴ (ecolog. și econom.)
				Deliberat	Accidental	Intervenție	Reintroducere (RE)	
Ord. Acipenseriformes Fam. Acipenseridae								
1	Acipenser baerii Brand, 1869	ConI	IstI	+ □				AbsE
2	Huso huso (L.1758) X Acipenser ruthenus L. 1758	ConI	IstI	+ □				AbsE
Fam. Polyodontidae								
3	Polyodon spathula (Walbaum,1792)	TrI	IstI	+ □				AbsE
Ord. Clupeiformes Fam. Clupeidae								
4	Clupeonella cultriventris (Nordmann, 1840)	RegI	IstI			+ ↑		PotI
Ord. Atheriniformes Fam. Atherinidae								
5	Atherina boyeri Risso, 1810	RegI	IstI			+ ↑		PotI
Ord. Salmoniformes Fam. Salmonidae								
6	Oncorhynchus mykiss (Walbaum,1792)	TrI	IstI	+ □				AbsE
7	Salvelinus fontinalis (Mitchill, 1814)	TrI	IstI	+ □				AbsE
Fam. Coregonidae								
8	Coregonus albula (L., 1758)	ConI	IstI	+ ●				AbsE
9	Coregonus maraenoides Berg, 1916	ConI	IstI	+ ●				AbsE
10	Coregonus peled (Gmelin, 1789)	ConI	IstI	+ ●				AbsE
Ord. Cypriniformes Fam. Cyprinidae								
11	Carassius auratus (Linnaeus, 1758)	ConI	IstI	+	+ ↑			InvS

12	<i>Cyrinus viridiviolaceus</i> La Capède, 1803	ConI	IstI	+ ?				EIm
13	<i>Cyprinus carpio haematopterus</i> Martens, 1876	ConI	IstI	+ ?				EIm
14	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	ConI	IstI		+ ↑			InvS
15	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	ConI	IstI	+ ↑				EIm
16	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	ConI	IstI	+ ↑				EIm
17	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	ConI	IstI	+ ↑				EIm
18	<i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson, 1846)	ConI	IstI	+ ●				AbsE
Fam. Catostomidae								
19	<i>Ictiobus bubalus</i> (Rafinesque, 1818)	TrI	IstI	+ ●				AbsE
20	<i>Ictiobus cyprinellus</i> (Valenciennes, 1844)	TrI	IstI	+ ●				AbsE
21	<i>Ictiobus niger</i> (Rafinesque, 1820)	TrI	IstI	+ ●				AbsE
Ord. Siluriformes Fam. Ictaluridae								
22	<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	TrI	IstI	+ ☐				AbsE
Fam. Clariidae								
23	<i>Clarias gariepinus</i> Burchell, 1822	TrI	RecI	+ ☐				AbsE
Ord. Mugiliformes Fam. Mugilidae								
24	<i>Liza haematocheilus</i> (Temminck & Schlegel, 1845)	TrI	RecI	+ ☐				AbsE
Ord. Gasterosteiformes Fam. Gasterosteidae								
25	<i>Pungitius platygaster</i> (Kessler, 1859)	RegI	IstI			+ ↑		PotI
26	<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	RegI	IstI			+ ↑		PotI
Ord. Syngnathiformes Fam. Syngnathidae								
27	<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	RegI	IstI			+ ↑		PotI
Ord. Perciformes Fam. Centrarchidae								
28	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	TrI	IstI	+	+ ↑			InvS
Fam. Odontobutidae								
29	<i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877	ConI	RecI	+	+ ↑			InvS
Fam. Gobiidae								
30	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	RegI	IstI			+ ↑		PotI
31	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	RegI	IstI			+ ↑		PotI
32	<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	RegI	IstI			+ ↑		PotI
33	<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Heckel, 1837)	RegI	IstI			+ ↑		PotI
34	<i>Babka kessleri</i> (Guenther, 1861)	RegI	IstI			+ ↑		PotI
35	<i>Mesogobius batrachocephalus</i> (Pallas, 1814)	RegI	IstI			+ ?		AbsE
36	<i>Neogobius eurycephalus</i> (Kessler, 1874)	RegI	IstI			+ ?		AbsE

37	<i>Benthophilus nudus</i> (Berg, 1898)	RegI	IstI			+ ↑		PotI
38	<i>Benthophilus durrelli</i> Boldyrev & Bogutskaya, 2004	RegI	IstI			+ ↑		PotI
39	<i>Bentophiloides braueri</i> (Bellin & Ilgin, 1927)	RegI	IstI			+ ↑		AbsE
40	<i>Gobius niger</i> Linnaeus, 1758	RegI	IstI			+ ?		AbsE

1 – Zona de import: pătrundere transoceanică sau intercontinentală – **TrI**, continentală – **ConI**, regională – **RegI**;

2 – Perioada pătrunderii: arhaică (până la sec. XIX) – **ArI**, istorică (sec. XIX-XX) – **IstI**, recentă (încep. sec. XXI) – **RecI**;

3 – Dinamica cantitativă: în creștere (↑), în descreștere (↓), constantă (→), informații insuficiente (?), specie dispărută (●), specie crescută în condiții speciale (⊕);

4 – Efectul ecologic și economic produs: specie invazivă cu arie largă de răspândire în limitele țării – **InvS**, specie potențial invazivă (cu o invazivitate locală) – **PotI**, efectul invaziv lipsește din cauza numărului foarte mic – **AbsE**, specie economic valoroasă – **EIm**.

Nu orice specie alogenă poate fi invazivă, efectul invaziv fiind o variabilă dependentă de capacitatea adaptivă a taxonului, de condițiile conjuncturale de mediu și de potențialul reproductiv-competitiv. Proliferarea în exces și atingerea efectului invaziv, mai ales într-un ecosistem funcțional și structural degradat, atât de către reprezentanții alogeni, cât și de cei indigeni sau intervenienți, poate fi ușor demonstrată evaluându-se **indicele de abilitate competitivă** (Tabelul A 15.1.). Folosirea acestui indice permite obținerea valorilor cuprinse între 0 și 10, care nu depind de numărul total de caractere supuse analizei (N în cazul nostru este 25). Luându-se ca exemplu ihtiocenoza ecosistemului r. Bâc, se poate demonstra că valorile mari ale acestui indice se pot obține atât pentru speciile non-native – *murgoiul-bălțat* (9,3), *carasul argintiu* (8,5), cât și pentru cele aborigene – *zvârluga* (9,1), *oblețul* (8,5) și *boarța* (8,2). Indicele abilității competitive poate fi folosit la evaluarea potențialului invaziv atât pentru mai multe specii dintr-un ecosistem, cât și pentru o singură specie în diferite ecosisteme [48].

Un alt indicator ce caracterizează gradul de bioinvazie piscicolă 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 4.2.).

Tab. 4.2. Analiza indicilor de invazie în ihtiocenozele fl. Nistru și r. Prut

Nr. d/o	Ecosistemele	Indicele invaziv (Branch, 1994), %	Indicele invaziv (după abundență), %
1.	fl. Nistru	3	4
2.	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%).

Dacă apreciem gradul de biocontaminare ihtiocenotică a fl. Nistru și a r. Prut, constatăm valori mai înalte pentru fluviu ca rezultat al procesului activ de pontizare și de mediteranizare piscicolă.

4.2. Invaziile piscicole în lumina teoriei pulsaționale

Orice pătrundere și statornicire a speciilor alogene în noile teritorii este supusă anumitor mecanisme și legități naturale. Conform unor autori, acest proces este constituit din mai multe etape [123] (Tabelul. 4.3.):

Tab. 4.3. Etapele procesului de bioinvazie a speciilor alogene de pești

Etapele procesului de bioinvazie	Particularități
I	pătrunderea taxonului pe un teritoriu nou
II	reproducerea taxonului pe cale naturală (naturalizarea)
III	cucerirea teritoriului și creșterea exponențială a efectivelor
IV	stabilizarea în regim de fluctuații mici de efectiv

În esență, toate aceste etape reproduc fazele unei succesiuni ecologice clasice [170]. Identificarea primelor două faze se bazează pe analiza datelor factologice privind semnalarea taxonilor străini în noile teritorii (I) și pe constatarea procesului de naturalizare (II). Eficacitatea parcurgerii ultimelor două faze se apreciază, de obicei, prin evaluarea indicilor ecologici analitici și sintetici la nivel de comunități, populații și biocenoze. Faza a III-a constată o creștere de efectiv cu caracter exponențial și lărgirea rapidă a ariei de răspândire prin depășirea barierelor biotice și abiotice existente în ecosistem, pe când faza a IV-a reprezintă o oarecare stabilizare numerică ca rezultat al integrării depline în biocenoza recipientă.

Succesul parcurgerii primelor două faze este determinat, în mare parte, de existența habitatelor favorabile și de particularitățile biologice idioadaptive ale speciei, iar următoarele două faze depind, în special, de factorii de reacție biotică, precum: concurența, presingul răpitorilor, a paraziților ș.a. Prin urmare, orice specie alogenă sau nativă care poate cauza în timp un efect invaziv, trece prin toate stadiile menționate, diferențele constând doar în perioada pătrunderii, în durata etapelor, în intensitatea și în suprafața de acoperire spațio-temporară.

În aria Republicii Moldova, în prezent, în stadiul III (explozie numerică) se regăsesc următoarele specii de pești: *ghidrinul* – sectorul medial de albie al fl. Nistru; *boarța* – toate ecosistemele acvatice; *undreua* – fl. Nistru, inclusiv l.a. Dubăsari și Ghidighici; *complexul zvârlugilor* – unele habitate din fl. Nistru, Prutul inferior și râurile mici; *carasul argintiu* – toate ecosistemele acvatice; *murgoiul-bălțat* – ecosistemele râurilor mici și iazurilor; *oblețul* – toate ecosistemele acvatice naturale; *babușca* – lacurile de acumulare Dubăsari, Costești-Stânca,

Ghidighici; speciile de guvizi ca *ciobănașul*, *mocănașul*, *moaca-de-brădiș*, *stronghilul* și *guvidul-de-baltă* – în special, bazinul fl. Nistru (în r. Prut se constată avansarea rapidă a *guvidului-de-baltă*, *ciobănașului*, *mocănașului* și a *moacăi-de-brădiș*); *soretele* – sectorul inferior al fl. Nistru, râurile mici și acumulările mici de apă din zona de sud și de centru a țării; *moșul-de-Amur* – râurile mici afluenți ai r. Prut din zona de centru-nord a țării.

Este cunoscut faptul că generalismul unor specii ca *babușca*, *carasul argintiu*, *bibanul* ș.a. conduce la progresia lor biologică în diferite tipuri de ecosisteme acvatice prin apariția ecomorfelor oportuniste [11]. Un exemplu elocvent este abundența *babuștii* în lacurile de acumulare și în râurile mari din țară. De menționat că specia și în trecut era una comună, dar, odată cu formarea numeroaselor habitate prielnice în rezultatul fragmentărilor de albie (cu efect de limnificare și de îmburuiare a biotopului lotic) și odată cu pătrunderea și invazia moluștei *dreisseina* din a doua jumătate a secolului XX, au apărut premise de îmbunătățire a condițiilor trofice, deficitul speciilor ihtiofage de talie mare încetând să mai acționeze ca factor numeric regulator. În afară de aceasta, majorarea perioadei vegetative în condiții de încălzire globală și indiferența față de variațiile mari de nivel al apei în perioada reproductivă au cauzat progresia evidentă a acestui taxon nativ, care, în densități mari, poate demonstra chiar și un efect invaziv pronunțat.

Boarța este un exemplu de specie de talie mică care a profitat mult pe fondul degradării nivelului trofic al ihtiofagilor, abundenței substratului de reproducere (speciei ostracofilă) și ameliorării bazei trofice ca rezultat a procesului de eutrofizare activă (specie fitoplanctonofagă). La ora actuală, taxonul se află în faza a III-a, cea de "explozie numerică", în majoritatea ecosistemelor acvatice din țară (Figura 4.1.).

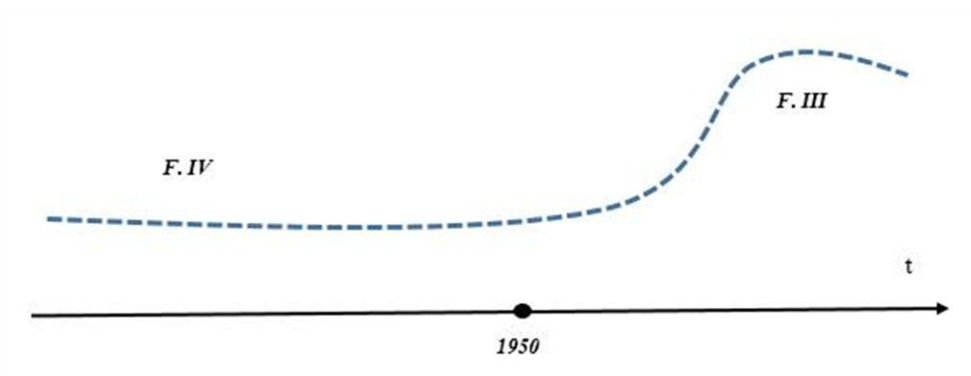


Fig. 4.1. Instalarea fazei de bioinvazie (III) la unele specii native de pești în urma îmbunătățirii bruște a condițiilor de existență (după exemplul *boarței*)

În condițiile unor impedimente externe semnificative (gradienti de mediu nefavorabili, prădători, paraziți ș.a.), specia pătrunsă în noile teritorii poate rămâne la primele două faze ale

bioinvaziei un timp destul de îndelungat, limitându-se la un habitat restrâns în cadrul ecosistemului recipient. Odată cu ameliorarea condițiilor de trai, aceasta poate trece însă la următoarele două faze. Așadar, taxonul, în pofida marginalizării sale temporare în structura cenotică, păstrează potențialul său invaziv în formă latentă până la instalarea conjuncturilor prielnice. Drept exemplu elocvent pot servi *speciile de guvizi* în fl. Nistru, care au fost semnați de mult timp în ihtiofauna fluvială, în special în zona de confluență [71, 125]. Modificările profunde provocate de fragmentările de albie au accelerat însă expansiunea și proliferarea guvizilor în direcția amonte, aceștia devenind în scurt timp specii dominate în ambele sectoare ale fl. Nistru (în limitele Republicii Moldova) (Figura 4.2.).

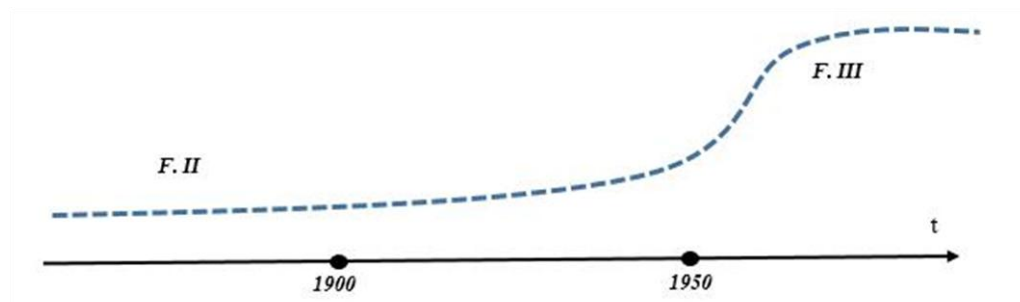


Fig. 4.2. Dinamica invaziei guvizilor în fl. Nistru, pe fundalul eliminării barierelor naturale provocate de efectul fragmentărilor de albie

În funcție de starea de complexitate și de rezistivitate biotică a ecosistemelor, efectul invaziv se poate manifesta în mod diferit la pătrunderea speciilor alogene de pești. Astfel, *murgoiul-bălțat* în ecosistemele de albie ale râurilor mari ca fl. Nistru, nu a putut atinge niciodată faza de explozie numerică (III), dar, spre exemplu, câteva decenii în urmă, în ecosistemele râurilor mici, taxonul a produs un efect invaziv major (în prezent constatându-se, totuși, o tendință ușoară de stabilizare numerică) (Figura 4.3.).

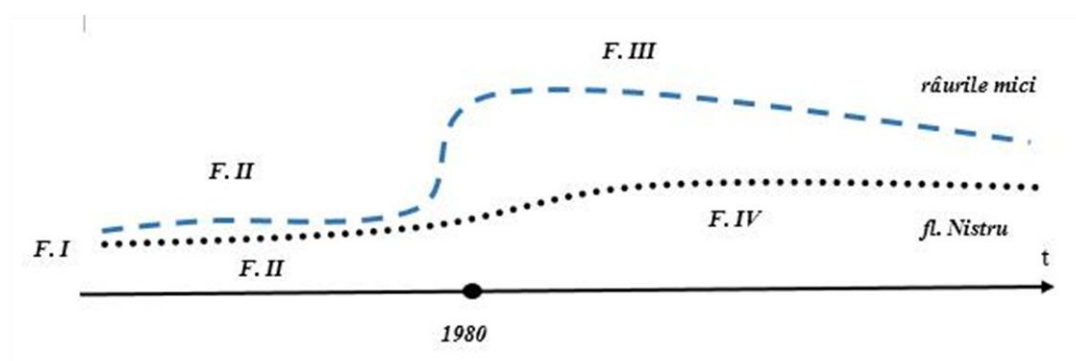


Fig. 4.3. Dinamica invaziei murgoiului-bălțat în fl. Nistru și în râurile mici din țară

Dinamica manifestării în timp a speciei invazive în arealul său secundar poate fi descrisă sub formă de pulsații, care reprezintă, în esență, totalitatea fazelor amintite anterior (Figura 4.4.).

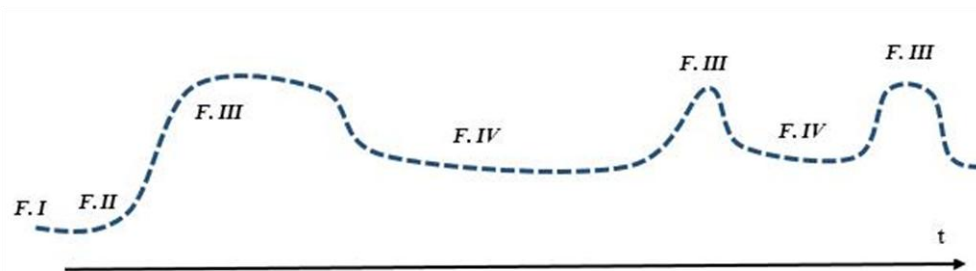


Fig. 4.4. Unda populațională a speciei invazive dintr-un ecosistem acvatic

În figura 4.4., observăm un exemplu de propagare a unei populaționale sub aspect temporar a speciei invazive x într-un ecosistem y . Amplitudinea undelor reprezintă intensitatea bioinvaziei (fazele bioinvaziei), iar lungimea undelor – durata etapelor parcurse. Dacă abordăm legitățile de propagare a undelor populaționale la speciile stenobionte și la cele generaliste înalt oportuniste de pești, putem constata unele deferențe esențiale. În primul caz, există o mare probabilitate ca unda să fie întreruptă în orice fază la acțiunea factorului de impact, pe când în cazul speciilor invazive, amplitudinea undelor populaționale se poate micșora până la o valoare critică, dar numai în conjuncturi excepționale aceasta va fi egală cu zero. De regulă, dispariția speciei invazive este rezultatul distrugerii întregului biotop acvatic.

În lumina teoriei pulsaționale, se poate descrie dinamica populațională a oricărei specii, indiferent de origine și de impactul produs, dar nu întotdeauna pot fi ușor delimitați și identificați factorii provocatori (din cauza complexității intrinsece și extrinsece mari la interacțiune).

4.3. Strategiile de expansiune și de proliferare a speciilor potențial invazive de pești

Cu cât condițiile de mediu sunt mai instabile, cu atât existența speciei în ecosistem depinde într-o mai mare măsură de mărimea populațională. Cu toate acestea, nu toate speciile cu ciclul vital scurt ating în condițiile ecologice actuale, o poziție dominantă. Speciile care ocupă o nișă ecologică îngustă devin susceptibile la starea habitatelor și la fluctuațiile gradientilor de mediu, fiind ușor eliminate în pofida arealelor largi. Numai universalismul speciei poate dezvolta un șir de adaptări progresive, de rând cu cele nominative nediferențiate. Grație capacității de asociere armonioasă a acestor particularități adesea antagoniste, prin mecanisme de atenuare concomitentă sau de intensificare succesivă, se vor aplica cele mai potrivite strategii în funcție de conjuncturile concrete de mediu. Astfel, transformarea continuă și chiar reducția caracterelor progresive nesolicitate la moment, pot servi ca formă de exprimare în calea ascensiunii ecologice. Pentru speciile invazive sunt caracteristice atât mecanismele adaptive compensatorii (necesare pentru conservarea taxonului în condiții nefavorabile), cât și cele exploatare (importante în cucerirea noilor teritorii) [29].

Strategiile idioadaptive ale speciilor invazive de pești se manifestă la diferite niveluri de organizare și integrare, dar și sub diverse aspecte. Empiric, am divizat aceste strategii idioadaptive în mai multe categorii. De menționat că această clasificare nu este una rigidă, fiindcă orice proces este rezultatul integrării și interacțiunii mecanismelor biochimice, genetice, fiziologice, morfologice, ecologice, etologice ș.a.:

- **strategiile reproductive** și de dezvoltare ontogenetică timpurie – depunerea porționată a icrelor pe o perioadă îndelungată și majorarea prolificității (absolute, relative, populaționale și specifice), maturizarea sexuală timpurie, păstrarea capacității de fecundare a ovulelor în faza de senescență, dezvoltarea asincronă a celulelor sexuale, reducerea fazelor finale în creșterea trofoplasmatică a oocitelor, acumulări semnificative de vitelus în oocitele mature, polifilia sau modurile oportune de reproducere (punga incubatorie, ostracofilia), reducerea fazelor ontogenetice timpurii (lipsa stadiilor larvare) ș.a.
- **strategiile trofice** – flexibilitatea mare în procesul de nutriție (de la polifagie până la monofagie), perioada scurtă de trecere la nutriția exogenă a larvelor, valorificarea resurselor trofice inaccesibile pentru alte specii, competitivitatea trofică înaltă (Figura 4.5.), mecanisme de asimilare integrală a hranei ingerate ș.a.



Fig. 4.5. Fenotipul bibanului (ca rezultat al concurenței trofice accentuate) în ecosistemele suprapopulate de sorete

Un exemplu elocvent al oportunismului trofic dezvoltat este cazul *bibanului* din I.a. Ghidighici [10]. În condiții de abundență mare a racului-de-lac (*Astacus leptodactylus*), *bibanul* s-a specializat la nutriția cu indivizi tineri, iar în perioada incubării oulelor fertilizate pe pleiopode, acesta atacă femelele de raci, ciupindu-le progeniturile înalt calorice (Figura 4.6.). În zona de litoral a I.a. Costești-Stânca, abundența mare a *bibanului* provoacă daune nu numai prin

consumul progeniturilor altor specii de pești, dar și prin atacarea activă a părților exterioare ale corpului *babuștii* și *oblețului* (Figura 4.7.).



Fig. 4.6. Oportunismul trofic al bibanului din lacul Ghidighici (monofagia cu ouă fertilizate de *Astacus leptodactylus*)



Fig. 4.7. Ciupirea înotătoarelor la obleț de către biban, lacul Costești-Stânca

În albia fl. Nistru, *bibanul* demonstrează, însă, o selectivitate trofică înaltă în raport cu speciile de guvizi, devenind un ameliorator biologic important (Figura A 20.2.).

- **strategiile etologice** – grija față de urmași, mimetismul (Figura 4.8.), flexibilitatea între modul solitar și cel gregar de viață, expansiunea prin zoocorie și antropocorie, dezvoltarea structurilor speciale de apărare ca ghimpii, țepii ș.a.

Din cauza grijii exprimate față de urmași, masculii de regulă ating dimensiuni mai mari ca femelele (*speciile de guvizi, murgoiul-bălțat, undreua ș.a.*) (dimorfism sexual). Aceștia își apără activ propriile pontele, însă, în perioada reproducerii altor specii – le atacă cu rapacitate progeniturile. Astfel, în unele ecosisteme mici lipsite sau cu deficit de prădători naturali se pot forma în câțiva ani ihtiocenoze monospecifice alcătuite doar din populații numeroase de *sorete* și/sau *moș-de-Amur* și/sau *murgoi-bălțat*.

Conform legităților funcționării complexelor ihtiofaunistice, speciile din latitudinile sudice sunt mai bine înzestrate cu diverse formațiuni de apărare și de atacare decât cele din latitudinile nordice, iar în condițiile încălzirii globale, speciile alogene și interveniente aflate în proces de expansiune vor fi mai puțin accesibile în calitate de pradă și mai competitive în calitate de prădători în teritoriile recipiente [167, 156].



Fig. 4.8. Mimetismul speciilor interveniente de pești (stânga – *undrea*, dreapta – *guvid-de-baltă*)

De menționat că, în condiții de densități mari a speciilor de talie mică, este deosebit de oportună idioadaptarea etologică exprimată prin grija față de urmași, fenomen caracteristic pentru *guvizi*, *sorete*, *murgoi-bălțat*, *moș-de-Amur*, *undrea*, *ghidrin*, *osar* ș.a. specii ce își protejează eficient progeniturile, însă le consumă cu rapacitate pe cele ale altor specii.

- **strategiile în raport cu gradientii de mediu** – rezistență la: hipoxie și la concentrațiile ridicate ale compușilor gazoși toxici, temperaturi extreme, variații ale pH-lui, mineralizării, deversări de poluanți ksenobiotici ș.a.
- **strategiile la nivel populațional** – reducerea structurii de vârstă și apariția ecotipurilor pitice (populații pipernicite), modificarea structurii de sex, dominarea strategiei de tip *r* sau flexibilitatea înaltă la aplicarea strategiilor de tip *r* – *K* ș.a. Astfel, ciclul scurt de viață este necesar, în primul rând, pentru a elimina indivizii slăbiți din populații, iar în al doilea rând, pentru a accelera schimbul de generații și, în consecință, procesul de selecție naturală și speciație [37, 227, 290, 292].

Conform strategiei de expansiune de tip "saltativ", speciile invazive colonizează fragmentele neocupate de habitat (de regulă, prin intermediul viiturilor mari) înaintea venirii competitorilor mai buni. În intervalul de timp dintre colonizare și eliminarea populațiilor, se produc numeroși descendenți care, prin intermediul inundațiilor ulterioare, se vor răspândi în alte hidrobiotopuri disponibile (grație capacității înalte de autoexpansiune și strategiei populaționale de tip *r*). Conform unor studii experimentale, s-a constatat că, în condiții de densități înalte, progeniturile speciilor cu ciclul vital scurt dau dovadă de un „potențial bioenergetic” net superior în raport cu indivizii din generațiile mai puțin numeroase [169, 316]. Caracterul de expansiune a populațiilor numeroase de *caras argintiu*, *murgoi-bălțat*, *sorete*, *moș-de-Amur*, *obleț*, *zvârlugi*,

ghidrin ș.a. în condițiile Republicii Moldova, confirmă potențialul competitiv, proliferativ și explorativ înalt al acestor specii.

Investigațiile efectuate nu au avut drept scop evidențierea aportului mecanismelor genetice la expansiunea speciilor invazive, deoarece am considerat că variabilitatea fenotipică reprezintă una dintre formele de expresie ale polimorfismului genetic (variabilitatea ereditară). Unii cercetători afirmă că adaptările genetico-biochimice sunt mecanisme folosite doar în cazuri extreme, la care organismul apelează când nu funcționează mecanismele fiziologice sau etologice [196].

Există cercetări care demonstrează că maturizarea târzie contribuie la majorarea potențialului reproducerii populaționale [192, 168], pe când alte studii contestă acest fapt, afirmând că reducerea ciclului vital și maturizarea precoce sunt, de fapt, benefice asigurării sporurilor populaționale [192]. Pentru primul caz, afirmația este valabilă în condiții relativ constante de mediu, când creșterea somatică activă asigură majorarea prolificității individuale pe contul spațiului visceral mai voluminos, iar cantitatea mare de icre depusă într-un interval scurt de timp (reproducere unitară) nu dovedește a fi consumată integral de prădători. Pentru al doilea caz, afirmația este valabilă în condiții instabile de mediu și de mortalitate înaltă, când o maturizare timpurie crește șansa indivizilor de a se reproduce măcar o dată în viață, iar manifestarea grijii față de urmași, numărul mare de reproducători și ponte depuse contribuie la sporirea prolificității populaționale. În acest fel, factorul antropic dintr-un ecosistem poate contribui la prosperarea unor specii și la dezavantajarea altor specii. Astfel, pescuitul selectiv afectează speciile indigene de talie mare cu maturizare târzie, dar avantajează speciile de talie mică cu structură populațională simplă și maturizare timpurie. În condițiile fluctuațiilor mari ale nivelului apei în râuri, devin avantajate speciile cu perioadă reproductivă lungă și cu mod porționat de depunere a icrelor, și sunt dezavantajate speciile înalt prolific, dar cu mod unitar de reproducere, la care crește riscul de distrugere totală a întregii generații din respectivul an.

Majoritatea absolută a speciilor de pești potențial invazive au, în condițiile Republicii Moldova, un ciclu vital scurt sau mediu și o structură populațională simplă, ceea ce le asigură aplicarea rapidă și eficientă a mecanismelor populaționale stabilizatoare. În anumiți ani, populațiile de *biban*, *ghidrin*, *osar*, *aterină-mică-pontică*, *obleț*, *gingirică ș.a.* dau dovadă de depresii numerice evidente, dar își revin într-un timp foarte scurt la starea anterioară și chiar pot produce adevărate explozii de efectiv. La majoritatea acestor specii, grupele de vârstă care intră, în premieră, în procesul reproductiv pot fi mai numeroase decât toate cele de vârstă mai înaintată luate la un loc, de aceea, orice "an reușit" pentru reproducere poate provoca rapid o "suprasaturare populațională", scăderile bruște de efectiv devenind o strategie eficientă în cadrul

procesului de autoreglare numerică (de exemplu, în urma epizootiilor). Astfel, amplitudinea undelor populaționale poate fi destul de mare, dar lungimea lor este nesemnificativă. În schimb, la speciile de talie mare cu ciclul vital lung și cu o structură populațională complexă, orice perturbare a echilibrului populațional are o rezonanță mare în timp și, deseori, cu modificări ireversibile (până la întreruperea undelor populaționale).

4.4. Influența speciilor invazive de pești asupra dinamicii succesiunilor ihtiocenotice

Cercetările efectuate în zonele inundate după viiturile mari din anii 2008 și 2010 ne-au permis să evidențiem unele mecanisme specifice de răspândire a speciilor multidominante de pești în condițiile Republicii Moldova și influența lor asupra dinamicii fazelor succesionale secundare, cât și să elucidăm importanța majoră a calamităților naturale în răspândirea speciilor alogene și formarea biocenozelor spontane [20]. Ca biotop experimental de cercetare a fost identificată zona inundată din lunca Prutului inferior de lângă s. Stoianovca, raionul Cantemir. Până la viiturile din 2010, această zonă era un teren cu destinație agricolă pe care creștea cultura de floarea-soarelui. Ulterior, după calamitățile naturale, s-a format o biocenoză acvatică spontană, care a intrat rapid în fazele caracteristice unei succesiuni secundare antropizate:

1. Pătrunderea primilor coloniști și constituirea biocenozei spontane.

În urma inundațiilor din anii 2008 și 2010, multe gospodării piscicole au fost avariate, materialul piscicol fiind spălat de aversele puternice de apă. În aceste condiții, o parte semnificativă din puietul speciilor de cultură, precum *sângerul*, *novacul*, *cosașul* și *crapul* au pătruns în r. Prut (inclusiv în fl. Nistru). De rând cu reprezentanții speciilor de cultură, au fost depistate în cantități semnificative, și unele specii mai puțin caracteristice albiei Prutului inferior, precum: *bibanul*, *carasul argintiu*, *soretele*, *mugoiul-bălțat*, *știuca*, *văduvița*, *ghiborțul-de-Dunăre ș.a.*, care, după revărsările de albie pe întinsuri, au pătruns primele în aceste zone inundate, aplicând, astfel, cu succes strategia expansiunii de tip saltativ.

Așadar, pentru speciile cu ciclul vital scurt, viiturile mari servesc, în primul rând, drept mijloc de răspândire activă și majorare exponențială a efectivelor în condiții de mortalitate înaltă (decurge întreg ciclu vital), iar pentru speciile de talie mare, aceste viituri joacă un rol determinant într-un interval scurt a ciclului ontogenetic, la depunerea icrelor, creșterea și îngrășarea puietului. Această funcție importantă a zonelor inundabile reprezintă un aspect evolutiv de importanță strategică majoră pentru ihtiofauna riverană care, în prezent, cu părere de rău, avantajează doar grupa speciilor de talie mică, neafectată de impactul enorm al braconajului.

2. Majorarea activă de biomasă piscicolă și creșterile individuale record.

Cultura matură de floarea-soarelui și regimul termic favorabil din acest hidrobiotop spontan au devenit extrem de propice pentru creșterea și îngrășarea peștilor (mai ales a puietului de *crap*). În plus, semințele de floarea-soarelui au atras numeroase păsări acvatice care, prin intermediul excrementelor eliminate, au stimulat și mai mult dezvoltarea vertiginoasă a zooplanctonului și fitoplanctonului. În așa fel, *crapul*, în toamna anului 2010, la vârsta de 0+ atingea, în medie, greutatea de 256 g, iar la sfârșitul anului 2011 – deja de 1760g (1+). Acest ritm de creștere se consideră foarte favorabil și poate fi atins doar în condiții de acvacultură intensivă sau la densități joase. De asemenea, au intervenit unele schimbări și în structura ihtiocenozei nou formate. În toamna anului 2011, speciile eudominante au devenit: *carasul argintiu* (D5; 57,6%) și *oblețul* (D5; 93,8%), iar după ponderea de biomasă în capturi, *bibanul* a întrecut semnificativ *carasul argintiu* (67,2% față de 22,6%). *Bibanul* la vârsta de 1+, ca răspuns la abundența mare a *oblețului*, a atins lungimea medie de 16,5 cm și greutatea medie de 105 g, devenind un ihtiofag obligatoriu în ecosistem.

3. Atingerea fazei de vârf și demararea ulterioară a proceselor degresive.

Ihtiocenoza zonei inundate Stoianovca și-a atins apogeul de dezvoltare în toamna anului 2011, dar nu și faza climaxului ecologic. Succesiunea descrisă este una antropică și spontană, cu faze ce decurg în perioade foarte scurte de timp, dacă le comparăm cu succesiunile naturale. Starea de climax ecologic presupune un echilibru durabil atât intrinsec (fiziologic, morfologic, interspecific etc.), cât și extrinsec (în condiții abiotice relativ constante). În cazul de față, nu poate fi vorba de un echilibru durabil, dar această succesiune antropizată poate servi, totuși, ca model important în procesul de descifrare a strategiilor de expansiune a speciilor invazive de pești, scoțând în evidență rolul major al inundațiilor în răspândirea taxonilor piscicoli.

Perioada de iarnă a anului următor după inundare s-a caracterizat prin instalarea îndelungată a podului de gheață. Totodată, deopotrivă cu încărcătura organică mare, adâncimea și volumul mic de apă, s-a constatat asfixierea în masă a unor specii oxisensibile de pești ca *șalăul*, *sângerul*, *avatul* ș.a. Indivizii de talie mare care au rezistat au fost ulterior decimați activ prin pescuit. În vara anului 2012, doar două specii au devenit dominante: *carasul argintiu* și *bibanul*. Supraviețuirea *bibanului* în condiții de hipoxie (împreună cu speciile oxirezistente precum *carasul argintiu*) a fost o dovadă în plus a capacității sale adaptive înalte (avându-se în vedere și prezența s-a sistematică în capturile din r. Bâc, raza mun. Chișinău), în pofida atribuirii sale la grupa ecologică oxisensibilă. Ulterior, populația de *caras argintiu* a crescut și mai mult ca efectiv, dar s-a transformat într-un ecofen cu ritm lent de creștere, pe când populația de *biban*, în pofida creșterii favorabile (la 2+, cu o greutate medie de 195 g), spre sfârșitul verii a fost totuși

decimată de consecințele secetei prelungite. Înspre toamnă, unicul reprezentant multidominant a rămas *carasul argintiu* – specie invazivă cu potențial adaptiv colosal.

Pe parcursul anilor 2013 și 2014, apa s-a retras în canalele de drenare și în unele locuri bălțacite s-a constatat pieirea în masă a *carasului argintiu*. Pescuirile de control efectuate în primăvara-vara anilor 2014-2016 în canalele de drenaj, au scos în evidență o diversitate ihtiofaunistică constituită din patru specii de pești: *carasul argintiu*, *murgoiul-bălțat*, *osarul* și *boarța*. Primele două sunt specii alogene invazive, cea de-a treia este un taxon intervenient, iar *boarța* este o specie indigenă cu ciclul vital scurt, eudominantă în majoritatea ecosistemelor acvatice din țară. La speciile rămase de pești, din cauza concentrației mari a substanțelor humice, eliberate în urma descompunerii biomasei vegetale, s-a dezvoltat un hipercromism pronunțat [20]. În alte zone inundate mai vaste și mai adânci din lunca Prutului (de exemplu lângă s. Giurgiulești, cariera de la s. Braniște ș.a.), s-a stabilit o altă asociație de specii reprezentative: *carasul argintiu*, *soretele*, *murgoiul-bălțat*, *moșul-de-Amur*, *bibanul*, *ghiborțul-de-Dunăre* și *boarța*.

Așadar, se poate spune că strategiile adaptive le permit speciilor alogene de pești să reziste în orice ecosisteme și în orice condiții, iar în cazul când dispar factorii limitativi, acestea intră în faza de invazie propriu-zisă, viiturile mari servind drept mijloace importante de diseminare a numeroșilor descendenți.

4.5. Evaluarea potențialului invaziv al speciilor alogene și interveniente de pești

Este recunoscut faptul că contracararea definitivă a fenomenului bioinvaziilor piscicole în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova este imposibilă și chiar absurdă. Cu toate acestea, la începutul oricăror activități de management meliorativ, trebuie apreciată starea actuală și identificate riscurile eventuale. De aceea, pentru a stabili pașii concreți în strategia privind securitatea ecologică a țării, trebuie evaluat impactul și potențialul de pericolozitate al speciilor alogene și interveniente de pești din Republica Moldova. În acest scop, a fost analizat potențialul invaziv a 22 de specii alogene și interveniente de pești din ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova, utilizând protocolul *Fish Invasiveness Screening Kit* (FISK), ce oferă gruparea taxonilor analizați în funcție de impactul produs pe categorii: „Acvacultura”, „Mediul ambiant” și „Pericolozitate biofonică” [242].

Rezultatele obținute prin utilizarea protocolului FISK în scopul evaluării gradului de pericolozitate al speciilor invazive și interveniente de pești în limitele Republicii Moldova atribuie primele patru poziții speciilor alogene naturalizate. În fruntea lor se află *carasul argintiu*

(41 puncte), acesta fiind urmat de *moșul-de-Amur* (38 puncte), de *murgoiul-bălțat* (34 puncte) și de *sorete* (34 puncte) (Figura 4.9.).

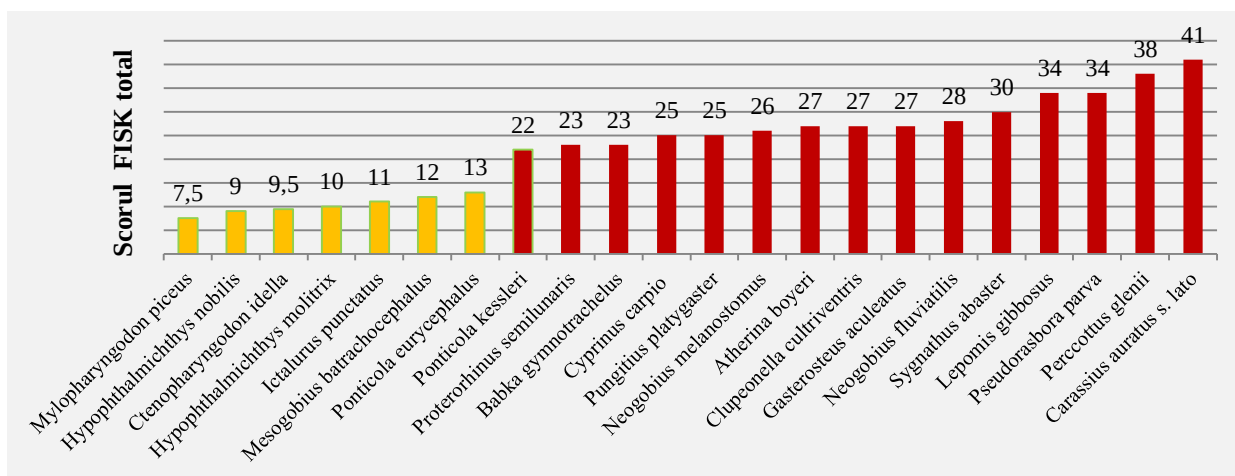


Fig. 4.9. Potențialul invaziv al speciilor alogene și interveniente de pești din ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova

După speciile alogene naturalizate, urmează un grup ecologic destul de mare, alcătuit din speciile interveniente de pești, a căror pondere în fl. Nistru, în unele stații de colectare a probelor, atinge valoarea de peste 80%. Printre acestea, menționăm: *undreaua* (30 puncte), *ciobănașul* (28 puncte), *ghidrinul* (27 puncte), *gingirica* (27 puncte), *aterina-mică-pontică* (27 puncte), *osarul* (25 puncte), *stronghilul* (26 puncte), *mocănașul* (23 puncte), *moaca-de-brădiș* (23 puncte), *guvidul-de-baltă* (22 puncte).

Ciprinidele asiatice introduse de talie mare, în pofida populărilor sistematice și a pătrunderii accidentale în cantități mari, n-au produs niciodată un efect invaziv, de aceea, conform protocolului FISK, aceste specii sunt apreciate ca având un potențial invaziv mediu: *sângerul* (10 puncte), *novacul* (9 puncte), *cosașul* (9,5 puncte). Rămân însă unele rezerve, privind posibilitatea naturalizării lor în fl. Nistru și r. Prut (indici ai acestui fapt deja există).

Cele mai periculoase specii de pești cu impact major asupra acvaculturii țării sunt considerate *carasul argintiu* (28 puncte), *moșul-de-Amur* (24 puncte), *murgoiul-bălțat* (22 puncte), *soretele* (21 puncte) și *undreaua* (19 puncte) (Figura 4.10.).

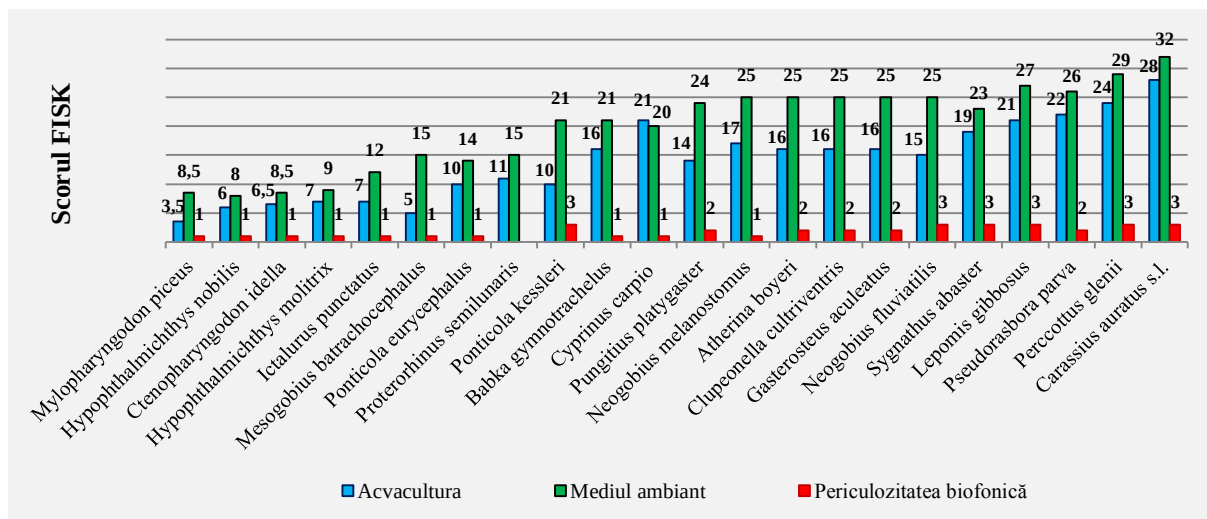


Fig. 4.10. Potențialul invaziv al speciilor alogene și interveniente de pești în funcție de impactul produs asupra acvaculturii, mediului și instalațiilor hidrotehnice

Programul automatizat care a inclus *crapul* (21 puncte) în această grupă s-a condus de valența ecologică largă a speciei, ca având un potențial competitiv și adaptiv destul de mare. Unele studii demonstrează că taxonul, în condiții de densitate mare, poate avea o influență negativă asupra calității apei. În urma activității de nutriție, *crapul* micșorează semnificativ transparența apei, provocând diminuarea intensității procesului de fotosinteză. S-a demonstrat o corelație strânsă între biomasa de *crap* și indicatori precum concentrația de clorofilă, azotul total, fosforul total, oxigenul solvit ș.a. [283].

În grupa speciilor cu periculozitate înaltă pentru mediul ambiant au fost incluși: *carasul argintiu* (32 puncte), *moșul-de-Amur* (29 puncte), *soretele* (27 puncte), *murgoiul-bălțat* (26 puncte), *ciobănașul*, *stronghilul*, *gingirica*, *aterina-mică-pontică*, *osarul*, *ghidrinul* (cu câte 25 puncte), *undreaua* (23 puncte), *mocănașul* și *guvidul-de-baltă* (ambele specii câte 21 puncte).

Conform periculozității biofonice, toate speciile de pești demonstrează valori joase, având un impact minim asupra construcțiilor și instalațiilor hidrotehnice, rezultatele obținute fiind identice cu cele obținute în cadrul unor studii similare [150, 242]. Hidrobionți cu periculozitate biofonică mare sunt considerate moluștele (în special *dreissenidele*), unele macrofite și crustacee, care provoacă pagube mari în funcționarea hidroelectrocentralelor, a prizelor de apă, a deversoarelor, afectând integritatea barajelor, digurilor și a altor instalații hidrotehnice [279].

4.6. Particularitățile bioecologice ale speciilor alogene invazive, interveniente și introducente de pești în condițiile Republicii Moldova

4.6.1. Speciile invazive de pești. *Carassius auratus s. lato*

Carasul argintiu este originar din Orientul Îndepărtat, mai exact bazinul Amurului (Figura A. 17.1.). A fost adus în Europa în 1611 de către portughezi ca pește ornamental, iar prin anul 1730 specia era deja larg răspândită în acvaristică [36, 247]. Atât prin exemplare scăpate din captivitate, cât și grație procesului activ de autoexpansiune, taxonul a ocupat, în scurt timp, toată Europa (la ora actuală, acesta a invadat apele a 29 de țări), în prezent ocupând o poziție cosmopolită [164, 280]. Din aceste motive, este practic imposibilă reconstituirea hărții sale istorice de răspândire.

Unele studii cariologice demonstrează că invazia *carasului* în Europa a purtat un caracter repetat [66]. La început a fost semnalat carasul unisexual triploid ($3n=135-165$) – *Carassius gibelio* Bloch, 1782, iar ulterior, în a doua jumătate a secolului XX, în urma lucrărilor masive de aclimatizare, a pătruns accidental și *carasul-chinez* bisexual diploid ($2n=98-100$) – *Carassius auratus* Linnaeus, 1758, care a invadat, în scurt timp, întregul bazin ponto-caspic [92]. La analiza morfometrică comparativă a populațiilor bisexuale și unisexuate, s-a demonstrat că nu există diferențieri sigure pentru delimitarea acestor taxoni, fapt ce nu permite aplicarea metodelor clasice la diagnosticare [153]. Cu toate acestea, se constată unele deosebiri ecologo-etologice, cum sunt migrațiile mai pronunțate și afinitatea hidrobiotopică mai mare a *carasului-chinez* față de ecosistemele lotice (caz observat în albia Nistrului și Prutului inferior).

Studiile efectuate asupra populațiilor de *caras argintiu* în lacul Belev și în bălțile Manta (bazinul Prutului inferior) au confirmat faptul majorării în structura de sex a ponderii masculilor, iar analizele morfometrice și meristice comparative cu carasul chinez – *Carassius auratus* din bazinul fl. Gianh (Vietnam) au demonstrat că nu există diferențe semnificative la majoritatea caracterelor analizate, deviațiile constatate încadrându-se în limita variațiilor de fenotip [35]. Așadar, rezultatele studiilor sugerează că majoritatea populațiilor actuale de *caras* reprezintă un mix genetic al strămoșilor pătrunși din diferite regiuni, în unele cazuri fiind mai corectă denumirea taxonului drept *Carassius auratus s. lato*.

Ipoteza pătrunderii consecutive a *carasului argintiu* și a celui *chinez* pe teritoriul Republicii Moldova poate fi susținută prin datele furnizate de evidența capturilor industriale, unde până la mijlocul secolului XX specia era una accesorie. Deja în 1962, *carasul argintiu* a fost semnalat în 8 din 16 râuri mici ale Republicii Moldova [198, 209]. În acest interval de timp, pescuirile industriale în lacul Belev și în bălțile Manta denotă o dinamică ascendentă bruscă (în

1961 – 8,4 tone, în 1962 – 106 tone, în 1963 – 91,5 tone), în fl. Nistru (conform ponderii: 1968 – 3,0%, 1969 – 20,0%, 1970 – 18, 0%) [79]; în l.a. Ghidighici ponderea speciei date în primele faze succesionale a crescut până la 42,4% [105]. Aceleași observații au fost descrise și de alți autori în alte bazine acvatice ale Europei. Astfel, dacă în bazinul Dunării *carasul argintiu* era cunoscut doar în partea sa inferioară (acoperind 9% din suprafața bazinului), atunci la sfârșitul anilor '70 ai secolului XX, acest taxon, acoperea deja 59% din suprafața bazinului, iar de la începutul anilor '60 și până la mijlocul anilor '70, capturile industriale au crescut de 7 ori – de la 0,6 mii de tone până la 4,7 mii de tone [248].

Printre cele mai importante idioadaptări ale taxonului, ce i-au asigurat progresia biologică în arealul său secundar, menționăm: 1) afinitatea hidrobiotopică înaltă față de diverse tipuri de ecosisteme (exprimată prin latura polimorfismului ecologic și genetic) (Fig. A 13.6.); 2) maturizarea sexuală timpurie, modurile specifice de reproducere, prolificitatea înaltă, polifilismul și reproducerea în rate; 3) rezistența excepțională la variațiile gradientilor abiotici și ale toxicanților; 4) flexibilitatea și competitivitatea trofică înaltă; 5) potențialul expansiv înalt.

În funcție de particularitățile concrete de mediu din ecosistem, taxonul formează biotipuri care se deosebesc, în primul rând, după structura populațională (genetică, vârstă, sex), după nișa spațială ocupată, după ritmul de creștere, perioada de maturizare sexuală, prolificitate, numărul pontelor depuse, capacitatea competitivă și hidrobiotopică ș.a.

Spre exemplu, în l.a. Ghidighici, *carasul argintiu* demonstrează un ritm de creștere destul de rapid. Aplicarea modelului Bertalanffy pentru estimarea parametrilor de creștere relevă o dinamică semnificativă atât în lungime, cât și în greutate (k pentru lungime – 0,306, k pentru greutate – 0,312) spre atingerea valorilor gravimetrice fiziologice maxime (l_{∞} = 31,089 cm și w_{∞} = 1222,1g) [14] (Tabelul 4.4.).

Tab. 4.4. Parametrii de creștere a *carasului argintiu* din l.a. Ghidighici

$t_0 = -0,461$ $k = 0,312$	$l_{\infty} = 31,089$ $n = 71$	$t_0 = -0,493$ $k = 0,306$	$w_{\infty} = 1222,1$	$b = 3,117 \pm 0,037$ $LC = 3,117 \pm 0,061$ $r_{xy} = 0,999 \pm 0,0001$
$L = 31,089(1 - e^{-0,312(t+0,461)})$		$W = 1222,1(1 - e^{-0,306(t+0,493)})^3$		$lg W = (-1,571 \pm 0,03) + (3,117 \pm 0,03) lg L$

Analizând corelația lungime-greutate, observăm valoarea lui $b = 3,117 \pm 0,037$, ceea ce indică o creștere alometrică pozitivă, favorizându-se adaosul în greutate față de cel în lungime. Această valoare este provocată de condiții prielnice de nutriție și de îngrășare a speciei în lac. Comparând ritmul de creștere a *carasului argintiu* în lacul Ghidighici cu ritmul său de creștere din alte ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova, constatăm o creștere puțin mai lentă decât în lacurile Cuciurgan (2+ – 338,5 g, 3+ – 677,7g, 4+ – 830,0 g, 5+ – 1125,5 g) și Dubăsari (2+ – 390,0 g, 3+ – 506,0 g, 4+ – 773 g) [198], asemănătoare însă cu cea din sectorul Nistrului inferior

(2+ – 180 g și l – 18,05 cm, la 3+ – 245 g și 19,7 cm, 4+ – 540,6 g și 24,5 cm) [58] și favorabilă, dacă o raportat la întreg arealul [280].

Estimarea valorilor gravimetrice ale indivizilor populației locale de *caras argintiu* din lacul Belevu, în condiții de izolare spațială (în timpul perioadei de secetă prelungită), a constatat prezența ecofenului cu un ritm lent de creștere. Aplicarea modelului matematic de creștere în lungime și în greutate la populația locală de *caras argintiu* din lacul Belevu, indică faptul că parametrul k are o valoare mai ridicată (k pentru lungime – 0,442, k pentru greutate – 0,436), situație caracteristică speciilor cu ciclul vital scurt (l_{∞} = 19,561 cm, w_{∞} = 204,98 g) (Tabelul 4.5).

Tab. 4.5. Parametrii de creștere ai formei ecologice a *carasului argintiu* cu ritm lent de creștere din ecosistemul lacului Belevu

$t_0 = -0,442$ $k = 0,442$	$l_{\infty} = 19,561$ $n = 69$	$t_0 = -0,386$ $k = 0,436$	$w_{\infty} = 204,98$	$b = 3,06 \pm 0,098$ $r_{xy} = 0,998 \pm 0,001$	$LC = 3,060 \pm 0,161$
$l = 19,561(1 - e^{-0,442(t+0,442)})$		$W = 204,98(1 - e^{-0,436(t+0,386)})^3$		$lgW = (-1,635 \pm 0,09) + (3,060 \pm 0,09)lg l$	

Analizând corelația lungime-greutate, observăm valoarea lui $b = 3,061$, ce relevă o creștere cu caracter izometric. În structura de vârstă a ecotipului *carasului argintiu* din lacul Belevu, ponderea maximală este deținută de indivizii cu vârsta de 2+, aceștia atingând 68,2%, pe când în structura populațională de sex masculii sunt reprezentați în proporție de 60,8% [20].

S-a constatat că, în condiții instabile de mediu, sunt biologic mai convenabile formele diploide bisexuate care folosesc activ procesul de recombinare genetică. În afară de aceasta, femelele devin independente de prezența masculilor-donatori ai altor specii de ciprinide (necesari pentru reproducerea ginogenetică) la care, din cauza instabilității gradientilor de mediu, perioada reproductivă poate să nu coincidă cu cea a *carasului argintiu*, sau care pot să nu aibă acces la boiști [66]. În populația cu reproducere sexuată, prezența masculilor diploizi de *caras argintiu* asigură întotdeauna succesul fecundării icrelor, iar recombinările din fazele meiozei mențin o diversitate mare de genotipuri. Această reacție de adaptare la nivel populațional se observă și în alte ecosisteme acvatice naturale ale Republicii Moldova. De exemplu, în l.a. Ghidighici, ponderea masculilor în populații atinge valoarea de 15,7%, iar în albia r. Prut – de 22,3%. În așa fel, structura de sex a populațiilor de *caras argintiu* servește drept suport important pentru bioindicarea calității mediului, specia demonstrând un polimorfism ecologic pronunțat la diverse niveluri de integrare și organizare.

Analiza creșterii *carasului argintiu* din albia r. Prut relevă un ritm favorabil, asemănător speciilor de talie medie cu o structură populațională complexă. Parametrul k (k pentru lungime – 0,189 și k pentru greutate – 0,192), evaluat în urma aplicării modelului matematic, indică asupra

unui ritm relativ uniform de atingere a valorilor fiziologice maxime ($l_{\infty}=35,814$ cm, $w_{\infty}=1411,98$ g) (Tabelul 4.6.).

Tab. 4.6. Parametrii de creștere a *carasul argintiu* din albia Prutului inferior

$t_0 = -0,518$ $k = 0,189$	$l_{\infty} = 35,814$ $n = 69$	$t_0 = -0,004$ $k = 0,19$	$w_{\infty} = 1411,98$	$b = 2,825 \pm 0,143$ $r_{xy} = 0,994 \pm 0,003$	$LC = 2,825 \pm 0,235$
$l = 35,814(1 - e^{-0,189(t+0,518)})$		$W = 1411,98(1 - e^{-0,19(t+0,004)})^3$		$lgW = (-1,258 \pm 0,113) + (2,825 \pm 0,143)lg l$	

Analizând corelația lungime-greutate, observăm valoarea lui $b = 2,825 \pm 0,143$, care indică o alometrie negativă ce favorizează creșterea în lungime față de cea în greutate. Această valoare poate fi cauza particularităților biotopice (ecosistem lotic) și trofice din albia r. Prut.

Se constată deosebiri și în perioada de maturizare sexuală a acestor două forme ecologice. *Carasul argintiu* din albia r. Prut atinge, de obicei, maturitatea sexuală la vârsta de trei ani, iar forma ecologică din lacul Beleu se reproduce preponderent la doi ani, având dimensiunile critice minime: lungimea medie standard de 8,2 cm și greutatea corpului de 15,0 g (Figura 4.11.).



Fig. 4.11. Femelele mature ale ecotipului *carasului argintiu* cu ritm lent de creștere din lacul Beleu

Așadar, se poate constata că în macroecosistemul Prutului inferior sunt prezente două forme ecologice ale *carasului argintiu*: 1) cu ritm normal de creștere, populând preponderent albia r. Prut și urcând pentru a se reproduce, inclusiv în lacul Beleu, bălțile Manta; 2) forma lacustră oportunistă locală, cu creștere încetinită, structură de sex echilibrată, cu maturitate precoce și cu structură de vârstă redusă.

Este de menționat că în unele habitate de litoral din albia Prutului inferior se pot constata, de asemenea, grupări locale și numeroase de *caras argintiu* cu ritm lent de creștere, care ocupă preponderent zonele de tangență ale canalelor de comunicare cu albia râului, sau cu imergențele de mal care sunt parțial izolate de șenalul principal. La aceste grupări de litoral s-au constatat particularități biologice asemănătoare populației locale din lacul Beleu, ceea ce poate indica asupra unui proces activ de expansiune a ecoformei date în tot bazinul r. Prut.

Analiza sistemului reproductiv al *carasului argintiu* din diverse ecosisteme acvatice naturale ale Republicii Moldova confirmă plasticitatea adaptivă de excepție a speciei. La *carasul argintiu* din albia r. Prut și din lacul Beleu, demararea reproducerii are loc în a treia decadă a lunii aprilie, când oocitele din faza „E” intră în cea de maturizare definitivă, adică în faza „F”. În această perioadă, la *carasul argintiu* din râu și din lac, dimensiunile oocitelor din faza ovogenezei finale sunt relativ uniforme (având în medie $841 \pm 9,3 \mu\text{m}$ și, respectiv, $849 \pm 17,0 \mu\text{m}$). Indivizii capturați la sfârșitul lunii aprilie în lacul Beleu au ovarele atât în stadiul V, cât și în stadiile VI–IV₂ de maturizare [214]. După prima pontă depusă, ovarele de *caras argintiu* conțin atât membrane foliculare eliberate, cât și oocite din fazele de vacuolizare și vitelogeneză activă (Figura 4.12.).



Fig. 4.12. Secțiunea ovarului de *caras argintiu* din lacul Beleu după prima pontă depusă

La femelele din sectorul inferior al r. Prut, dinamica dezvoltării oocitelor și depunerea primei ponte corespunde cu cea din lacul Beleu (a treia decadă a lunii aprilie). Imediat după prima reproducere, ovarele *carasului argintiu* trec în stadiul VI–IV₂ de maturizare, pe când generația următoare se află deja în faza D₅. Indicele gonadosomatic scade (GSI), dar nu se observă diferențe semnificative între indivizii capturați în râu și în lac. În ovare, după prima

pontă depusă, pe lângă structurile rămase și supuse în continuare procesului de resorbție, se dezvoltă activ oocitele generațiilor viitoare.

După viiturile de primăvară, odată cu scăderea nivelului apei în r. Prut, gârlele de alimentare deja nu mai funcționează în mod normal, iar în urma micșorării schimbului de apă, crește brusc temperatura. În aceste condiții, la indivizii de *caras argintiu* din lac se constată intensificarea procesului de vitelogeneză. Ovarele *carasului argintiu* în a doua decadă a lunii mai (după resorbția structurilor rămase de la prima pontă) trec în stadiul IV₂ de maturizare (caracteristic pentru speciile cu reproducere porționată). Ovarele femelelor de *caras argintiu* din sectorul inferior al r. Prut, la începutul lunii mai trec, de asemenea, în stadiul IV₂ de maturizare (ca și în lacul Belevu), însă dezvoltarea lor ulterioară se încetinește, continuând să acumuleze vitelus în citoplasmă până la sfârșitul lunii. Depunerea pontei următoare la femelele de *caras argintiu* din aceste două tipuri de ecosisteme acvatice (lentic și lotic) are loc în diferite perioade calendaristice. În lacul Belevu, acest proces decurge la sfârșitul decadei a doua a lunii mai, iar la indivizii din râu, ovarele se află încă în stadiul IV₂ de maturizare, având valoarea IGS mult mai mică – $11,80 \pm 1,29\%$, față de $19,35 \pm 1,42\%$ la indivizii din lac [214]. A doua pontă a *carasului argintiu* din albia r. Prut este depusă în prima decadă a lunii iunie, iar femelele de *caras argintiu* din lacul Belevu reușesc, în această perioadă, să depună deja a treia porție de icre. (Tabelul 4.7.).

Tab. 4.7. Termenii calendaristici de reproducere a *carasului argintiu* din albia Prutului inferior și lacul Belevu

Generațiile oocitelor	lacul Belevu	albia Prutului Inferior
I	Aprilie, III decadă	Aprilie, III decadă
II	Mai, II decadă	Iunie, I decadă
III	Iunie, I decadă	Iunie, III decadă

Investigațiile efectuate anterior în sectorul inferior al r. Prut demonstau că *carasul argintiu* se reproducea de două ori pe an, fiind identificate doar două generații de oocite. În prezentul studiu însă, s-a semnalat și a treia pontă, depusă la sfârșitul lunii iunie, cu toate că la unele dintre femelele analizate cu oocitele neejaculate s-au identificat modificări degenerative. Procesul de resorbție se petrece în paralel cu diferențierea și cu creșterea oocitelor din fondul de rezervă.

Analiza histologică a ovarelor de *caras argintiu* după sezonul reproductiv a identificat deosebiri și în dezvoltarea generațiilor din anul reproductiv următor. Prima generație de oocite la indivizii din lac trec, în luna octombrie, în faza incipientă a creșterii trofoplasmatică, având ovarele în stadiul III–IV de maturizare (Figura 4.13.).

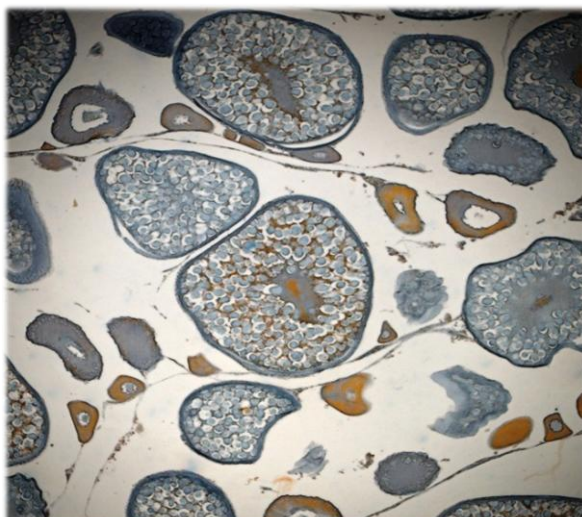


Fig. 4.13. Oocitele din prima generație a *carasului argintiu* din lacul Belev în faza incipientă a vitelogenezei (octombrie)

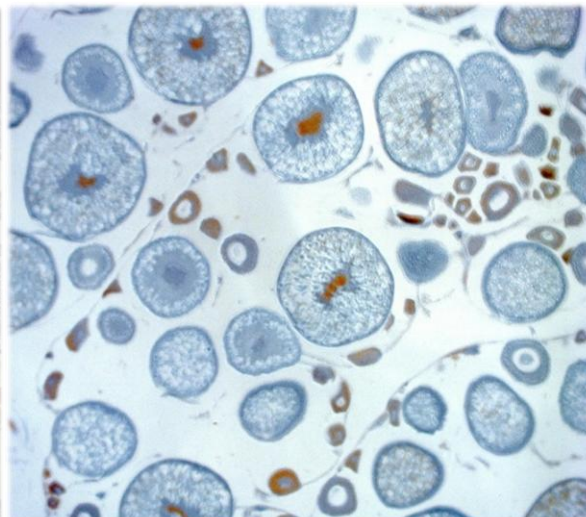


Fig. 4.14. Oocitele *carasului argintiu* din albia r. Prut în faza vacuolizării citoplasmei (luna octombrie)

În schimb, celulele generative ale indivizilor din râu încă rămân, în această perioadă, în faza de vacuolizare, ce corespunde stadiului III de maturizare (Figura 4.14.), și numai în luna noiembrie oocitele primei generații intră în procesul de vitelogeneză, iar ovarele – în stadiul III–IV de maturizare.

În perioada de iarnă, se atestă o majorare semnificativă a indicelui gonadosomatic (IGS). În martie, valoarea acestui indice atinge, la femelele din lacul Belev – 15,93%. Această dinamică în procesul de gametogeneză demonstrează că, la femelele de *caras argenteus*, în lunile de iarnă are loc acumularea activă a substanțelor trofice în produsele sexuale.

Astfel, se poate conchide că gradul înalt de adaptare a acestui taxon la diferite condiții de mediu a contribuit la răspândirea sa activă absolut în toate ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova, specia reușind să devină una cosmopolită la nivel planetar. În prezent se constată avansarea rapidă a formei ecologice cu ritm lent de creștere atât în bazinul r. Prut, cât și în fl. Nistru.

4.6.2. Murgoiul-bălțat – *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846)

Murgoiul-bălțat s-a răspândit activ pe teritoriul țării la începutul anilor '60 ai secolului XX, odată cu demararea programului complex de aclimatizare și sporire a productivității piscicole în țările fostei URSS (Figura A 17.2.) [173]. Arealul său nativ cuprinde bazinele hidrografice ale celor mai multe țări din estul Asiei – din Amur până în sudul Chinei [250]. În prezent, specia este prezentă în absolut toate țările Europei Centrale și de Vest, inclusiv în bazinele din Danemarca, Belgia, Marea Britanie, iar la sud – în Iran, Turcia, și chiar pe litoralul Algeriei

(Africa de Nord) [44, 121, 280]. Pătrunderea *murgoiului-bălțat* în Republica Moldova se consideră că a avut loc pe la începutul anilor '60 ai secolului trecut, dar prima sa semnalare documentară a avut loc în anul 1972 în ecosistemul Nistrului inferior [135], cu unsprezece ani mai târziu decât în Dunărea românească [2, 32] și cu nouă ani după introducerea pe scară largă a ciprinidelor asiatice în crescătoriile din țară (1963) [173, 202]. Diferența mare de timp între prima depistare a *murgoiului-bălțat* în bazinul Dunării românești și cea de-a doua, din Nistrul inferior, cât și lipsa cazurilor documentate de semnalare a speciei în crescătoriile piscicole din țară în anii '60 ai secolului trecut (unde, începând din anul 1963, majoritatea lacurilor de acumulare erau deja populate cu fitofagi asiatici), creează premise suficiente pentru a afirma că *murgoiul-bălțat* a pătruns pe teritoriul țării pe două căi concomitent: 1) prin autoexpansiune secundară din bazinul Dunărean în r. Prut (unde a atins, în prezent, un efectiv mai mare ca în fl. Nistru), apoi lacurile de luncă, râurile mici și chiar în porțiuni salinizate de-a lungul litoralului Mării Negre (caracterul expansiunii fiind asemănător cu cel al *soretelui*) și 2) prin programul de aclimatizare a ciprinidelor asiatice în lacurile interioare. Un argument în plus în favoarea potențialului mare de răspândire a acestei specii este capturarea indivizilor în apele salmastre [179]. Această ipoteză este susținută și de dinamica efectivului speciei date în fl. Nistru: *murgoiul-bălțat* a fost întotdeauna prezent, din momentul identificării, dar niciodată nu a atins faza a III-a a bioinvasiei (explozia numerică), trecând direct de la faza de naturalizare (II-a) la cea de integrare totală în structura ihtiocenotică a fluviului (IV – stabilizare de efectiv în regim de fluctuație nesemnificativă).

În următorii treizeci de ani, literatura ihtiologică aproape nu oferă informații detaliate cu privire la starea populațiilor și la ecologia acestei specii, accentul fiind pus mai mult pe speciile valoroase economic, celelalte fiind denumite "fără valoare economică și cele cu valoare economică redusă" (din rusă: «сорные и малоценные виды») și cercetate preponderent din perspectiva eradicării ulterioare.

Din observațiile multianuale, putem afirma că dinamica răspândirii acestei specii în ecosistemele acvatice din Republica Moldova este limitată și determinată de următorii factori:

I. Prezența speciilor răpitoare în ihtiocenoză. Regresia speciei la sfârșitul anilor '90 ai secolului XX este strâns legată de expansiunea *bibanului* în lacurile mici de albie, care a diminuat radical, în scurt timp, efectivul *murgoiului-bălțat*, transformându-se într-o formă ihtiofagă cu ritm de creștere deosebit de favorabil. Ulterior, după epuizarea bazei trofice reprezentate de *murgoiul-bălțat*, s-a constatat pretutindeni reversia *bibanului* la forma pitică de litoral. În prezent, folosirea *șalăului* ca specie complementară în acvacultură are un efect ameliorativ reglator foarte bun.

II. Prezența refugiilor naturale. În apele stătătoare sau curgătoare, *murgoiul-bălțat* preferă locurile puțin adânci, abundente în diverse refugii naturale sau artificiale, ceea ce face practic imposibilă exterminarea lui totală.

În perioada actuală, cea mai mare pondere a *murgoiului-bălțat* se atestă în ecosistemele râurilor mici din țară, după care urmează r. Prut, cu numeroasele habitate bogate în refugii prielnice, iar pe ultimul loc este plasat fl. Nistru, unde considerăm că abundența *bibanului* servește drept un factor limitant important. S-a observat că, în ecosistemele acvatice lotice mari și medii (fl. Nistru și r. Prut), specia aceasta este mai puțin abundentă în timpul zilei în capturile cu volocul, dar este numeroasă în ietriile instalate peste noapte, ceea ce demonstrează o activitate nocturnă bine exprimată.

Un aspect determinant în progresia biologică a speciei ține de biologia reproducerii. Maturitatea sexuală la *murgoiul-bălțat* în condițiile Republicii Moldova este atinsă la vârsta de unu-doi ani, iar reproducerea începe la temperatura apei de 14–16°C. *Murgoiul-bălțat* este o specie polifilă, ca substrat pentru reproducere folosește pietre, cochilii de moluște, crengi, rădăcini de plante acvatice, vase aruncate ș.a., unde poate găsi ascunzișuri potrivite pentru construcția cuibului. Masculii sunt mai mari, iar în timpul perioadei de împerechere capătă un veșmânt nupțial melanic caracteristic (dimorfism sexual). Ei ocrotesc activ ponta, devenind în această perioadă deosebit de agresivi față de orice intrus. Icrele la *murgoi-bălțat* sunt alungite, iar dimensiunile lor variază de la 0,42–1,8 mm, având un volum semnificativ de vitelus, ceea ce asigură o rată mai mare de supraviețuire a embrionilor și larvelor. Mai mult decât atât, la această specie, indivizii din grupele de vârstă superioare au dimensiunile oocitelor, de regulă, mai mari ca la cei din grupele medii de vârstă, aceasta fiind o strategie importantă de păstrare a potențialului reproductiv înalt pe parcursul întregului ciclu ontogenetic [20]. Icrele din cuib se află în diferite faze de dezvoltare, ceea ce indică depunerea lor de către mai multe femele. Prolificitatea absolută a *murgoiului-bălțat* din r. Cubolta cu vârsta de 1–3 ani variază în limitele de 538–1870 buc., cu o medie de 460 buc./porție. Cu înaintarea în vârstă, prolificitatea absolută totală poate atinge până la 7262 icre [70]. În r. Ciulucul-de-Mijloc, în aprilie, femelele cu lungimea standard de 3,6 cm și 0,9 g sunt deja apte pentru depunerea icrelor în prima repriză, prolificitatea medie fiind de 302 icre, iar în lacul Beleu au fost capturate femele care, cu o lungime medie standard de 3,0 cm și cu o greutate de 0,43 g, aveau deja ovarele în stadiul IV₁ de dezvoltare. În așa fel, rezultatele obținute susțin concepția lui Nikoliskii G.V. (1974) cu privire la dimensiunile minimale critice ale diferitor specii necesare pentru demararea procesului reproductiv [168]. Dacă aceste dimensiuni critice nu sunt atinse în primul an de viață (l=3 cm și P=0,4 g), specimenul ratează sezonul reproductiv pentru anul viitor.

Conform datelor noastre, reproducerea taxonului în limitele Republicii Moldova decurge din aprilie și până în august, în literatura de specialitate fiind indicată perioada iunie-iulie [104, 173]. Unele date experimentale de laborator demonstrează că femelele pot depune, în perioada reproductivă, până la 60 porții (aproape în fiecare zi) a câte 85 icre [71], iar după alte surse – de la 6 până la 14 porți [148]. În pofida decalajelor mari de timp între prima și ultima generație, stadiul I și II al ovarelor la generația târzie decurge mai rapid și, spre sfârșitul lunii septembrie–începutul lunii octombrie, aproape toate generațiile din același an au ovarele în al III-lea stadiu de maturizare [70]. Larvele eclozate de *murgoi-bălțat* trec la modul activ de viață mult mai rapid ca la alte ciprinide. Astfel, strategia reproducerii porționate pe o perioadă îndelungată de timp sporește probabilitatea supraviețuirii progeniturilor în condițiile unui regim hidrologic instabil și are ca scop detensionarea concurenței trofice la diferite generații din același an reproductiv (Figura 4.15.).

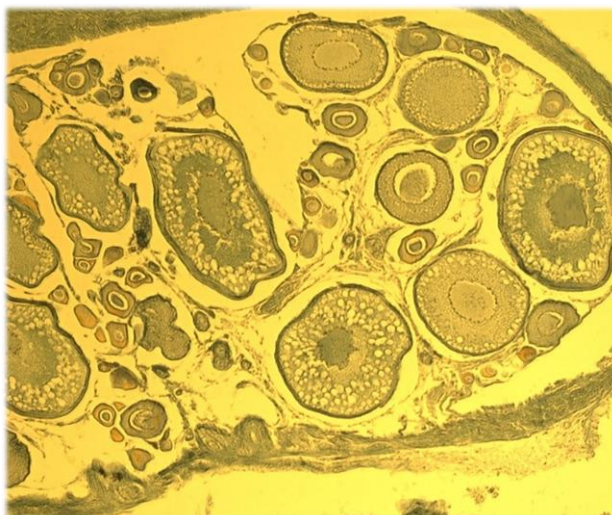


Fig. 4.15. Secțiunea ovarului *murgoiului bălțat* în stadiul VI- IV₂ (după prima reproducere)

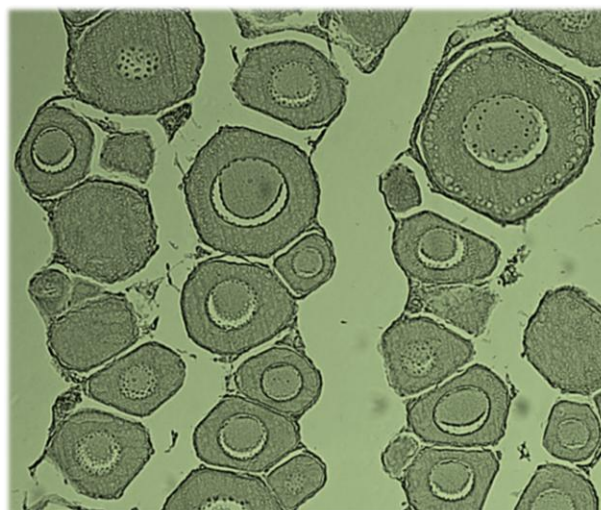


Fig. 4.16. Secțiunea ovarului *murgoiului bălțat* după finalizarea ciclului reproductiv (august)

În august, după finalizarea ciclului reproductiv, ovarele de *murgoi-bălțat* trec în stadiul II-III de maturizare (Figura 4.16.). În ovare se conțin atât oocitele din perioada creșterii protoplasmatică, cât și cele din faza vacuolizării citoplasmei (D). Membranele foliculare supuse procesului de resorbție sunt în stare alipită, iar valoarea indicelui gonadosomatic devine minimală – 2,46%.

În literatura de specialitate găsim diverse dimensiuni gravimetrice maxime la această specie [104, 173, 280], chiar și în limitele țării acestea variind de la un râu la altul [20]. În râurile mici, cea mai rapidă creștere este constatată în r. Cubolta, unde masculii pot atinge lungimea maximală de până la 12,0 cm (L), fenomen rar întâlnit în limitele întregului areal. În ecosistemele acvatice mari, indivizii acestei specii pot atinge dimensiuni și mai impresionante.

De exemplu, în lacul Beleu s-a capturat o femelă cu $L=11,5$ cm, $l=9,5$ cm și greutatea – 21,78 g, aceste valori excepționale fiind semnalate în premieră (Figura A 17.2.).

Limitele dimensiunilor maximale și minimale la indivizii din grupele de vârstă conexe se suprapun pe intervale destul de mari, ca rezultat al perioadei lungi de reproducere și al modului de înmulțire porționat. Analiza matematică a ritmului de creștere a masculilor de *murgoi-bălțat* din r. Cubolta cu ajutorul funcției Bertalanffy demonstrează un potențial de creștere semnificativ, coeficientul k pentru lungime fiind de 0,46, iar pentru greutate – 0,502, fapt ce denotă un interval mic de timp pentru atingerea dimensiunilor fiziologice maximale ($l_{\infty}=10,426$ cm, $w_{\infty}=15,951$ g) (Tabelul 4.8.).

Tab. 4.8. Parametrii de creștere ai masculilor de *murgoi-bălțat* din r. Cubolta

$t_0 = -0,311$ $k = 0,46$	$l_{\infty} = 10,426$ $n = 74$	$t_0 = -0,106$ $k = 0,502$	$w_{\infty} = 15,951$	$b = 2,743 \pm 0,177$ $r_{xy} = 0,99 \pm 0,009$	$LC = 2,743 \pm 0,291$
$l = 10,426(1 - e^{-0,46(t+0,311)})$		$W = 15,951(1 - e^{-0,502(t+0,106)})^3$		$lg W = (-1,549 \pm 0,214) + (2,743 \pm 0,177)lg l$	

Dimensiunile gravimetrice mai mari ale masculilor în comparație cu femelele sunt caracteristice speciilor de pești la care se constată manifestarea grijii față de urmași (de exemplu, *siluride*, *gasterosteide*, *centrarhide* ș.a.). Femelele rar ating lungimea standard de peste 6,0 cm, creșterea somatică fiind amortizată pe contul cheltuielilor metabolice generative (greutatea ovarelor poate atinge până la 42% din greutatea corporală). Analizând corelația lungime-greutate, constatăm valoarea lui $b=2,743$, fapt ce indică asupra unei alometriei negative pronunțate, aceasta fiind condiționată de caracteristica biotopului, de morfologia speciei și de sex.

Deosebită este și caracteristica structurii de sex a populațiilor *murgoiului-bălțat* în râurile mici ale Republicii Moldova. În r. Cubolta, în structura de sex predomină masculii 83,2%, în r. Bâc, ponderea lor constituie – 59,3%, în r. Ciulucul de Mijloc – 41,5%, iar în fl. Nistru – 39,4% [20].

Trombițkii I.D., efectuând investigații în gospodăriile piscicole din țară, a constatat, în premieră, că taxonul dat, în condiții de densități mari, se poate comporta ca parazit facultativ, grație structurii aparatului bucal puternic osificat [210]. Indivizii pot ataca învelișurile exterioare a peștilor valoroși economic (*sângerul* și *novacul*), aflați în heleșteiele de iernare. De asemenea, s-a constatat că *murgoiul-bălțat* a influențat indirect populațiile de *fufă* și de *porcușori*, servind drept vector al unor parazitoze nespecifice cu efect epizootic [32], deși el însuși demonstrează o mortalitate mică la infestări [102].

4.6.3. Soretele – *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)

Soretele – *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) aparține familiei *Centrarchidae* și este originar din America de Nord, bazinul superior al fl. Mississippi [280]. Pentru prima dată, specia a ajuns în Europa prin anii '80 ai secolului XIX, în principal ca pește ornamental pentru iubitorii de acvarii [33] (Figura A 17.3.).

După Bănărescu (1970), specia s-a răspândit activ din Germania pe cale naturală, fiind observată în 1903 în cursul superior al Rinului și în afluentul acestuia, Main [2]. În anul 2002, *soretele* a fost semnalat în Danemarca, iar în 2005 a ajuns deja în apele interioare ale Norvegiei [247, 280]. Din Dunăre, *soretele* (asemenea *murgoiului-bălțat*) a pătruns în bazinul Prutului inferior, iar prin zonele salinizate ale litoralului Mării Negre – în Nistrul inferior [109]. La accelerarea procesului de răspândire în noile teritorii au contribuit, de asemenea, acvariștii, pescarii și piscicultorii. Fiind un pește cu colorit frumos, *soretele* a fost crescut deseori în captivitate, iar apoi eliberat, din diverse motive, în natură. Un exemplu elocvent este cazul majorității lacurilor din raza municipiului Chișinău, unde specia ocupă deja o poziție dominantă. Ultimele cercetări au demonstrat că *soretele* s-a răspândit pe tot sectorul inferior al fl. Nistru și r. Prut, iar după viiturile majore din 2008 și 2010 a format populații stabile sub barajele lacurilor de acumulare Costești-Stânca și Dubăsari (crescând riscul de pătrundere în aceste acumulări mari de apă). În vara anului 2018, specia a fost semnalată în r. Bâc, în raza mun. Chișinău.

Este foarte evident caracterul invaziei taxonului în lacul refrigerent Cuciurgan [260]. Dacă în anii 2004–2006 se capturau sporadic indivizi de *sorete*, în anii 2007–2009, ponderea *soretelui* a atins deja 1,6%, iar în 2013–2014, aceasta s-a majorat până la 13,5% [57]. În prezent, specia a devenit multidominantă ($D5 > 80\%$) în zona de litoral, cauzând daune esențiale populațiilor taxonilor autohtoni prin consumul activ de icre, larve și puiet de pește [139, 322].

Frecvența de întâlnire și abundența speciei de la un ecosistem la altul variază în limite mari. În râuri, *soretele* se localizează în părțile cu apă înceată, în coturi, brațe laterale, formând populații deosebit de numeroase în zonele inundate și spațial izolate de ecosistemul riveran. Repartiția temporară diferă mult de la un anotimp la altul. În albiile Prutului și Nistrului inferior, specia este mai des semnalată în perioada viiturilor mari și în perioada reproductivă (primăvară-vară), când indivizii migrează activ în căutarea locurilor prielnice pentru înmulțire și pentru explorarea noilor teritorii.

Strategiile idioadaptive ale *soretelui* se manifestă la diferite nivele de organizare bioecologică, cu răsfrângere directă asupra structurilor și funcțiilor vitale. Printre strategiile de ordin reproductiv oportune, în condițiile Republicii Moldova pot fi menționate: afinitatea la diverse substraturi reproductive (polifilie), depunerea porționată a icrelor (3), prolificitatea înaltă

(de la 500 până la 5000 icre), grija față de progenituri și vârsta precoce de atingere a maturității sexuale (1-2 ani) [13, 33, 104, 173, 235, 302]. Perioada de reproducere a *soretelui*, în condițiile Republicii Moldova, se atestă în a treia decadă a lunii mai, din momentul în care temperaturile ating 20°C, și continuă până la sfârșitul lunii iulie (specie termofilă). S-a constatat că, în lacul Cuciurgan, primii depun pontă indivizii din grupele superioare de vârstă, la care spațiul intrafolicular a fost eliberat de prima generație de oocite, după care urmează generațiile aflate în fazele viteleogenezei intensive, început de vitelogeneză și vacuolizare a citoplasmei. La indivizii mai tineri, ovarele încă rămân în stadiul IV și IV-V de maturizare. Indicele gonadosomatic (GSI) atinge, în această perioadă, valori maxime, oocitele aflându-se în diverse faze ale creșterii trofoplasmatică. Dimensiunile medii ale oocitelor, în faza finală a vitelogenezei, constituie $621,0 \pm 0,20 \mu\text{m}$, iar citoplasma conține granule de vitelus de dimensiuni mari (la celelalte oocite are loc contopirea granulelor în formațiuni omogene) [216]. Înainte de ovulare, celulele sexuale conțin câte o picătură lipidică mare, vitelusul în formă de masă omogenizată acoperă tot spațiul citoplasmatic, iar învelișul folicular devine subțire și se distanțează puțin de membranele oocitelor (Figura 4.17.).

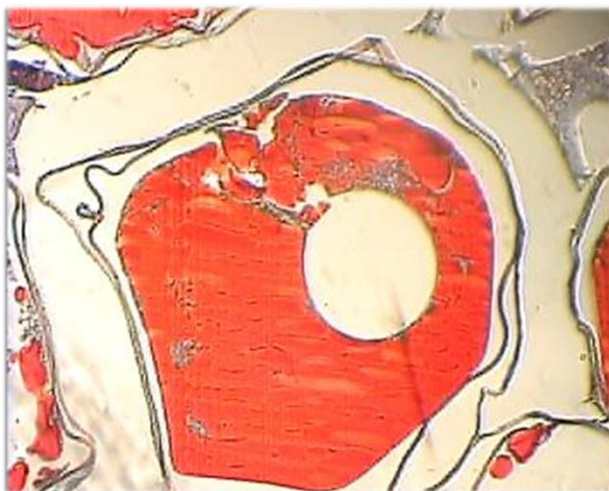


Fig. 4.17. Secțiunea oocitului la *sorete* din lacul refrigerent Cuciurgan în faza de maturare completă (F)

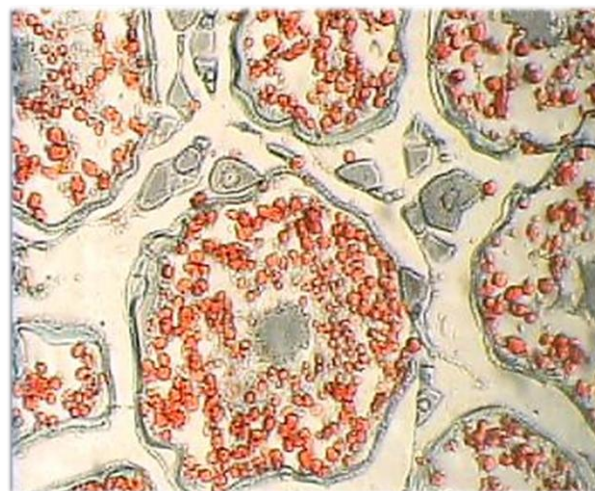


Fig. 4.18. Generația a doua a oocitelor de *sorete* din lacul refrigerent Cuciurgan în fazele incipiente ale vitelogenezei

După depunerea primei porții de icre, celulele din generațiile ulterioare se află în diverse faze ale creșterii trofoplasmatică (Figura 4.18.). La finele perioadei de creștere trofoplasmatică, oocitele generației secundare trec în faza definitivă de maturare (F), fiind eliberate în a doua decadă a lunii iunie. În prima decadă a lunii iulie, femelele de *sorete* au ovarele în stadiul IV₃ de maturizare, acumulând rapid substanțe trofice necesare ultimei generații. Depunerea ultimei porții de icre (a 3-a) la *soretele* din lacul Cuciurgan are loc în a treia decadă a lunii iulie. În această perioadă au fost, de asemenea, identificate femele cu ovarele aflate în faza de resorbție

totală a oocitelor. Pe preparatele histologice, modificările distructive ale oocitelor vitelogenice se exprimă prin pierderea turgescenței celulare, prin dispariția nucleelor și prin omogenizarea parțială a granulelor de vitelus. Procesului de resorbție sunt supuse, de asemenea și ovulele din fazele de vacuolizare a citoplasmei, după care ulterior vacuolele se distrug, contopindu-se într-o masă omogenă unică.

Dinamica valorilor indicelui gonadosomatic ale *soretelui* în perioada mai-iulie se poate prezenta sub formă de diagramă, care indică trei maxime, în corespundere cu caracterul creșterii oocitelor în perioada de vitelogeneză și cu numărul de porții depuse (Figura 4.19.).

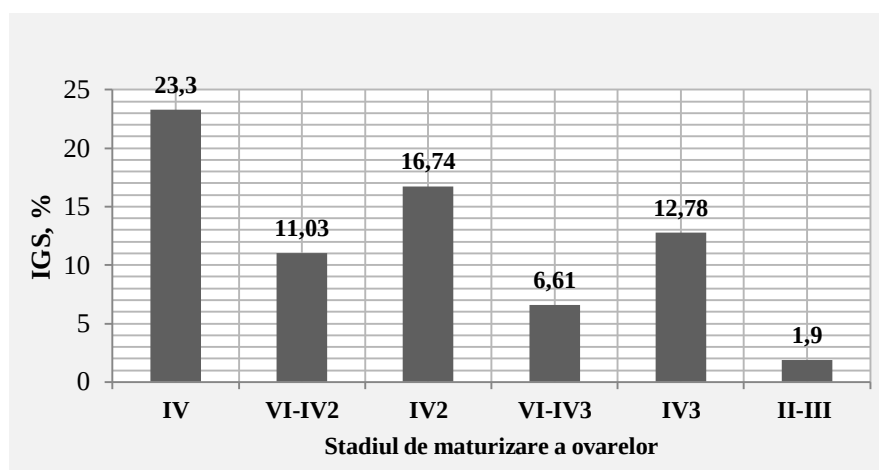


Fig. 4.19. Dinamica valorilor indicelui gonadosomatic (IGS) la femelele de *sorete* în perioada ciclului reproductiv din lacul refrigerant Cuciurgan

Din datele prezentate în diagramă, se observă că cea mai mare valoare IGS se constată nemijlocit înaintea primei porții – 23,3%, când ovarele se găsesc în stadiul IV₁ de maturizare, pe când ulterior, când ovarele trec în stadiile IV₂ și IV₃, acest indice scade liniar descendent (16,74% și, respectiv, 12,78%), indicând micșorarea prolificității absolute și scăderea greutatei relative pe parcursul pontelor viitoare. Valorile joase ale indicelui IGS după fiecare porție depusă (VI-IV₂ și VI-IV₃) sunt condiționate și de dimensiunile mai mici ale oocitelor rămase în faza de vacuolizare a citoplasmei, cu o mică parte aflată în faza vitelogenezei intensive. După finalizarea sezonului reproductiv, în ovare rămân doar învelișurile foliculare goale și un număr limitat de oocyte din faza creșterii protoplasmatică. Faza foliculului unistratificat (C) corespunde stadiului II de maturizare a ovarelor și durează aproximativ 2,5 luni (a doua decadă a lunii iulie–începutul lunii octombrie). Odată cu scăderea bruscă a temperaturii apei, oocytele intră în faza timpurie a creșterii trofoplasmatică, exprimată prin începutul procesului de vacuolizare a citoplasmei, iar ovarele – în stadiul II-III de maturizare. Oocytele previtelogenice din faza D₁ conțin un rând de vacuole. Iernează femelele de *sorete* cu ovarele în stadiul III de maturizare, iar oocytele rămân în diferite faze de vacuolizare citoplasmatică (D₁–D₃) [216].

În zonele climaterice cu regim termic mai favorabil, specia demonstrează unele particularități reproductive de excepție. În așa fel, acest taxon termofil pătruns în apele Braziliei se poate reproduce anul întreg, iar în Spania și Grecia depune patru porții de icre [235, 254, 287]. De asemenea, este de menționat vârsta precoce de reproducere a *soretelui* care, în condiții experimentale optime, poate fi atinsă la un an. Progeniturile la vârsta de o lună ating dimensiunile de 5 mm, la două luni – 2,5 cm, iar la șase luni – până la 6 cm [173]. În lunca Prutului inferior au fost constatați numeroși indivizi maturizați sexual cu greutatea corporală de 6,2 – 6,5 g.

Este foarte captivantă etologia reproducerii la *sorete* (urmărită în lacul Cuciurgan și unele lacuri din raza mun. Chișinău). Masculii ocupă, înaintea reproducerii, suprafețe mici în zona de litoral și construiesc cuiburi cu ajutorul înotătoarelor caudale și pectorale. În perioada îngrijirii cuibului, ei devin foarte agresivi cu alți intruși și pot ataca indivizi de dimensiuni mult mai mari ca ei. În alte circumstanțe însă, reprezentanții acestei specii nu ezită să atace cu insistență progeniturile altor specii. Astfel, în ecosistemele mici lipsite sau cu deficit de prădători naturali se pot forma în câțiva ani după pătrundere ihtiocenoze monospecifice alcătuite doar din superdominați de *sorete*, *moș-de-Amur* sau *murgoi-bălțat*.

Analiza strategiilor idioadaptive legate de nutriția speciei în condițiile Republicii Moldova, a pus în evidență unele particularități trofice deosebite. Investigațiile efectuate în diferite ecosisteme acvatice din sudul și din centrul țării au constatat o plasticitate fenotipică fenomenală a speciei și diferențe mari în ritmurile de creștere. În zonele inundabile din sectoarele inferioare a fl. Nistru și r. Prut, exemplarele capturate depășesc rareori lungimea standard de 13,0 cm și greutatea de 60,0 g, iar în lacul refrigerent Cuciurgan, populația de *sorete* se găsește în stadiul III al bioinvaziei (explozie de efectiv), fiind frecvent capturați indivizi cu o greutate ce depășește 160,0 g. Consecința acestui ritm de creștere accelerat este modul de nutriție malacofag cu *dreissena*, semnalat pentru prima dată în literatura de specialitate. Gradul de umplere a tractului digestiv în perioada vegetativă corespunde valorilor de 4–5 puncte, ceea ce indică o intensitate mare de nutriție cu această resursă trofică ușor accesibilă (Figura 4.20.).



Fig. 4.20. Malacofagia *soretelui* în lacul refrigerent Cuciurgan

În aceste condiții, devenim martorii oculari ai unui fenomen interesant, caracterizat prin faptul că o specie invazivă consumă o altă specie invazivă. În situația dată, *soretele* servește drept ameliorator biologic.

În funcție de tipul ecosistemului acvatic populat, nișa spațială ocupată, resursele trofice disponibile, potențialul de creștere al *soretelui* variază în limite mari [241]. De exemplu, aplicarea modelului Bertalanffy pentru estimarea parametrilor de creștere ai *soretelui* din lacul refrigerant Cuciurgan, relevă o dinamică semnificativă (atât în lungime cât și în greutate) necesară pentru atingerea valorilor teoretice fiziologice maxime (k pentru lungime – 0,371, k pentru greutate – 0,239) (Tabelul 4.9.).

Tab. 4.9. Parametrii de creștere a *soretelui* din lacul refrigerent Cuciurgan

$t_0 = -0,207$	$l_{\infty} = 17,453$	$t_0 = -0,081$	$w_{\infty} = 261,353$	$b = 2,834 \pm 0,169$	$LC = 2,834 \pm 0,278$
$k = 0,371$	$n = 79$	$k = 0,239$		$r_{xy} = 0,99 \pm 0,006$	
$L = 17,453(1 - e^{-0,371(t+0,207)})$		$W = 261,353 (1 - e^{-0,239(t-0,081)})^3$		$lg W = (-1,309 \pm 0,157) + (2,834 \pm 0,169)lg L$	

Specia dată beneficiază, în ecosistemul lacului refrigerent Cuciurgan, de condiții deosebit de favorabile pentru creștere, potențialul fiziologic atingând valorile: $l_{\infty} = 17,453$ cm și $w_{\infty} = 261,353$ g. Grație modului de nutriție malacofag, chiar și în grupele superioare de vârstă ale *soretelui* din lac se atestă sporuri anuale semnificative. De menționat că la *soretele* din lacul Cuciurgan s-a constatat un grad înalt de infestare cu *Eustrongylides* sp., aceasta depășind valoarea de 90% (91,13%) în perioada vegetativă (Figura A 3.12.) [20]. Consumul peștilor infestați cu *Eustrongylides* poate fi periculos nu numai pentru organismele poichiloterme, dar și pentru om, provocând eustrongiloza larvară numită „larva migrans” [161].

Aplicarea modelului Bertalanffy pentru estimarea parametrilor de creștere ai *soretelui* din ecosistemul Prutului inferior relevă valori semnificative a lui k (pentru lungime – 0,345, pentru

greutate – 0,291), acestea fiind proprii speciilor cu ciclul vital scurt și mediu și cu o structură mai simplă de vârstă (Tabelul 4.10.).

Tab. 4.10. Parametrii de creștere a *soretelui* în ecosistemul Prutului inferior

$t_0 = -0,431$ $k = 0,345$	$l_\infty = 16,171$ $n = 84$	$t_0 = -0,246$ $k = 0,291$	$w_\infty = 153,28$	$b = 2,837 \pm 0,068$ $r_{xy} = 0,998 \pm 0,001$	$LC = 2,837 \pm 0,111$
$l = 16,171(1 - e^{-0,345(t+0,431)})$		$W = 153,28(1 - e^{-0,291(t+0,246)})^3$		$lg W = (-1,346 \pm 0,109) + (2,837 \pm 0,068)lg l$	

Valorilor gravimetrice maxime ($l_\infty = 16,171$ cm și $w_\infty = 153,28$ g) ale *soretelui* din ecosistemul Prutului inferior sunt mult mai mici comparativ cu cele ale specimenelor malacofage din lacul refrigerent Cuciurgan.

Astfel, *Lepomis gibbosus* demonstrează, în limitele Republicii Moldova, o valență ecologică largă, profitând semnificativ de încălzirea climatică, deficitul speciilor ihtiofage de pești și de procesul activ de limnificare a ecosistemelor lotice, fapt ce menține în continuare riscul său invaziv major.

4.6.4. Moșul-de-Amur – *Perccottus glenii* Dybowski, 1877

Moșul-de-Amur (i se mai spune *rotan-de-Amur*, *guvid-somnoros*) – *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Perciformes, Odontobutidae) este de origine est-asiatică (bazinul Amurului, nord-estul Chinei și nordul Coreei de Nord) (Figura A 17.4.).

În partea europeană a Eurasiei, specia a nimerit antropocor, în 1912 [184]. În apele Republicii Moldova, a fost identificată pentru prima dată în anul 2005 în afluentul de stânga a râului Prut – r. Draghiște [40]. În prezent, formează populații numeroase în unele râuri mici și iazuri din partea de nord a țării, afluenți ai r. Prut (Racovăț, Draghiște, Ciuhur, Lopatnic). Pe teritoriul României, taxonul a fost identificat în premieră în anul 2004, în r. Suceava, afluent de dreapta al r. Siret (care străbate și teritoriul Ucrainei). În anul 2006, a fost deja depistat în Dunărea românească, iar în anul 2007 – în delta danubiană [252]. Studiul efectuat în toamna anului 2014 în ecosistemul Dunării inferioare, a constatat o abundență semnificativă a taxonului în canalele de drenare de lângă satul Isaccea (Dunărea românească), iar în Prutul inferior, specia a fost identificată în unele zone inundate după viitura mare din 2010 (de exemplu, cariera de lângă s. Braniște). Presupunem că răspândirea taxonului în limitele țării a avut loc pe două direcții: de la sud din fluviul Dunărea → direct în Prutul inferior; de la nord, prin intermediul afluenților → în albia Prutului mijlociu.

Moșul-de-Amur se întâlnește în ecosisteme acvatice de diferite tipuri, este rezistent la hipoxie, la variații mari a temperaturilor, la regimul hidrologic și hidrochimic instabil ș.a. [106, 107, 166, 184]. Preferă ecosistemele lentice sau cele cu curent slab al apei și bogate în vegetație

acvatică submersă. Grupele tinere de vârstă se țin gregar în locurile puțin adânci, iar speciile din grupele superioare duc un mod de viață solitar în habitate cu adâncimi ceva mai mari. Specia demonstrează o predilecție hidrobiotopică accentuată față de zonele marginale bogate în diverse ascunzișuri.

Moșul-de-Amur atinge, în arealul său de origine, lungimea de 25,0 cm și greutatea de 300 g [166]. În condițiile râurilor mici din Republica Moldova, specia demonstrează un ritm mai lent de creștere [20]. Aplicarea modelului Bertalanffy pentru estimarea parametrilor de creștere ai *moșului-de-Amur* din r. Lopatnic (afluentul r. Prut) denotă o creștere destul de încetinită în primele faze ontogenetice, coeficientul de creștere k în lungime fiind de 0,09, iar în greutate de 0,065 (Tabelul 4.11.).

Tab. 4.11. Parametrii de creștere ai *moșului-de-Amur* (♀) în albia r. Lopatnic

$t_0 = -0,47$ $k = 0,09$	$l_{\infty} = 25,023$ $n = 71$	$t_0 = -0,004$ $k = 0,065$	$w_{\infty} = 240,8$	$b = 2,93 \pm 0,148$ $r_{xy} = 0,992 \pm 0,006$	$LC = 2,93 \pm 0,243$
$l = 25,023(1 - e^{-0,09(t-0,47)})$		$W = 240,8(1 - e^{-0,065(t-0,004)})^3$		$lg W = (-1,406 \pm 0,175) + (2,93 \pm 0,148)lg l$	

De la vârsta de 4+, atât sporul în greutate, cât și cel în lungime devin semnificative. Această dinamică a ritmului de creștere și a valorilor fiziologice maxime estimate ($l_{\infty} = 25,023$ cm și $w_{\infty} = 240,8$ g) sunt provocate de trecerea specimenelor la nutriția cu puiet de pește și nevertebrate de dimensiuni mari, care sunt mai convenabile energetic [11]. Întrucât folosesc aceste resurse trofice (inclusiv prin canibalism cu propriul puiet), indivizii trec la un alt nivel trofic, caracteristic prădătorilor, și care este insuficient reprezentat în râurile mici din țară.

În structura de vârstă a populației *moșului-de-Amur* din r. Lopatnic și r. Draghiște predomină grupele tinere 0+ – 2+, indivizii din grupele de vârstă superioare se întâlnesc destul de rar în capturi și indică o invazie recentă (Tabelul 4.12).

Tab. 4.12. Structura populațională a *moșului-de-Amur* din r. Lopatnic și r. Draghiște (bazinul r. Prut, a. 2010)

Grupele de vârstă	Ponderea grupelor de vârstă în ecosistem (%)		Structura de sex (%)	
	r. Lopatnic	r. Draghiște	r. Lopatnic ♀/♂	r. Draghiște ♀/♂
0+	26,86	13,22	-/-	-/-
1-1+	48,50	20,66	24,61 / 53,07 22,3 juv.	34,0/48,0 18,0 juv.
2-2+	11,56	32,64	38,70 / 61,26	44,30/55,69
3-3+	7,46	16,94	65,00 / 35,00	63,41/36,58
4-4+	4,10	10,74	72,72 / 27,27	69,23/30,76
5-5+	1,49	5,78	100,0 / -	85,71 / 14,28
Total	268 ex.	242 ex.		

Ponderea maximală în structura de vârstă a populației *moșului-de-Amur* din r. Lopatnic aparține grupei 1–1+ (48,50%), pe când în r. Draghiște, valoarea maximală este atinsă în grupa 2–2+ (32,64%). În structura de sex, în ambele râuri, în primele grupe de vârstă ponderea masculilor este mai mare la 1+ – 48,0% și, respectiv, 53,07%. În această clasă de vârstă, nu toți indivizii sunt maturizați sexual (18,0% – în r. Draghiște și, respectiv, 22,3% în r. Lopatnic). Cu înaintarea în vârstă, se constată creșterea ponderii femelelor (Tabelul 4.12.).

Cât privește nutriția speciei în limitele Republicii Moldova, *moșul-de-Amur* dă dovadă de o plasticitate trofică de excepție, în spectrul său trofic regăsindu-se numeroase specii, de la dafnii și ciclopi până la larve de odonate (libelule), puiet de pește și mormoloci, fapt ce îi determină periculozitatea înaltă în ihtiocenozelor recipiente. Fiind un răpitor preponderent de litoral, consumă activ progeniturile altor specii de pești, ale căror nișe spațiale se suprapun, pe când adulții își protejează fidel propriul puiet, asigurându-i o rată de supraviețuire mai înaltă. Odată cu înrăutățirea condițiilor de nutriție, specia poate trece la canibalism [178]. Astfel, exemplarele de dimensiuni mari, prin consumul propriului puiet, asimilează zooplanctonul pe care nu-l pot consuma în mod direct. Această strategie poate conduce la formarea ihtiocenozelor monospecifice, unde generațiile altor taxoni, începând cu stadiile ontogenetice timpurii (icre, larve, alevini, puiet) sunt devorate continuu până la eliminarea totală din ecosistem [107].

Particularitățile adaptive de succes ale speciei legate de potențialul său expansiv de excepție, și creșterea bruscă de efective este în corelație strânsă cu biologia reproducerii. Perioada reproducerii, în condițiile Republicii Moldova, începe la temperatura apei de 18–20 °C, de regulă, în prima decadă a lunii mai și durează până la începutul lunii iulie. Femela depune trei porții în același an reproductiv. În această perioadă, se observă un dimorfism sexual accentuat. La masculi, în regiunea frontală se observă o formațiune hipertrofă pronunțată [20]. Icrele sunt depuse pe diverse substraturi în cuiburi construite de masculi (asemenea *murgoiului bălțat*). În perioada ocrotirii pontelor, aceștia practic nu se hrănesc.

În condițiile râurilor mici, femelele *moșului-de-Amur* se reproduc din momentul în care ating lungimea standard de 45 mm și greutatea de 2,69 g, iar masculii intră în procesul de reproducere de la lungimea standard de 5,1 cm și greutatea de 3,7 g. Prolificitatea absolută variază în funcție de dimensiunile reproducătorilor, de la 330 de icre pentru femelele cu lungimea de 4–5 cm și până la 11493 de icre pentru femelele cu lungimea de 13–14 cm. Diametrul icrelor depuse de femelele aflate la începutul perioadei de reproducere este: de 0,7–1,65 mm la prima porție, de 0,4–0,9 mm la a doua porție, a treia porție scăzând până la 0,2 – 0,45 mm. Icrele sunt legate prin fibre cleioase care se pot ușor alipi de corpul păsărilor acvatice, participând, în așa fel, la procesul de zoocorie. Din primele minute după eclozare, larvele se țin

în grosul apei, refugiindu-se activ printre desişurile de macrofite, pentru ca după 0,2-3 ore să treacă la nutriția mixotrofă [106].

În condițiile r. Lopatnic, depunerea primei porții de oocite are loc din a treia decadă a lunii aprilie și durează până în a doua decadă a lunii mai inclusiv. În această perioadă, în capturi se întâlnesc atât femele cu icrele deja ejaculate, cât și cele din faza premergătoare ovulării. La indivizii din perioada prereproductivă, ovarele se găsesc în faza IV–V de maturizare. Oocitele din prima generație sunt polarizate, cu nucleul deplasat spre polul animal, picăturile de grăsime și granulele de vitelus din citoplasmă sunt fuzionate, iar vacuolele corticale sunt aranjate într-un strat îngust nemijlocit sub membrana oocitară. Se constată numeroase oocite în diverse faze ale creșterii trofoplasmice, acest tablou fiind caracteristic pentru taxonii cu reproducere porționată și ovogeneză continuă. La indivizii care au depus prima porție de oocite, ovarele trec în stadiul de maturizare VI–III₂–IV₂. Laolaltă cu spațiile intrafoliculare eliberate, în ovare sunt prezente oocitele din fazele de vacuolizare și vitelogeneză. La majoritatea celulelor cu vitelogeneză activă, granulele în formă omogenizată ocupă o parte semnificativă din volumul citoplasmatic (Figura 4.21.).

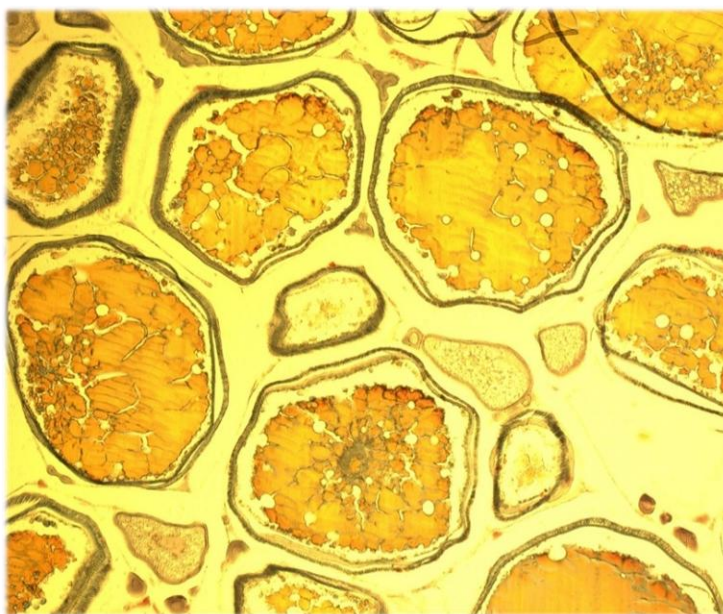


Fig. 4.21. Acumularea și fuzionarea activă a granulelor de vitelus într-o masă omogenă la *moșul-de-Amur*

Cicluul anual reproductiv al *moșului-de-Amur* din r. Lopatnic se caracterizează prin faptul că cea mai mare valoare a IGS este atinsă înaintea perioadei de reproducere, ovarele aflându-se în stadiul IV–V de dezvoltare, pe când la indivizii cu produsele sexuale în stadiul IV₂–V₂ de maturizare, această valoare se micșorează semnificativ și scade în continuare pe parcursul porțiilor viitoare depuse (Tabelul 4.13.).

Tab. 4.13. Ciclul reproductiv anual al *moșului-de-Amur*

Termenii calendaristici	Stadiul de maturizare a ovarelor	IGS,%	Caracteristica fazelor de dezvoltare a oocitelor
Aprilie (decada III)	IV–V	17,82±1,91	Fuzionarea granulelor de vitelus într-o masă omogenă. Trecerea în faza activă de maturizare.
	VI–IV ₂	6,80±0,41	Eliberarea conținutului folicular, vacuolizarea, vitelogeneza.
Mai (decada II)	IV–V	18,64±2,58	Fuzionarea granulelor de vitelus într-o masă omogenă. Trecerea în faza activă de maturizare.
	VI–IV ₂	6,59±0,53	Eliberarea conținutului folicular, vacuolizarea, vitelogeneza.
	IV ₂ –V	9,83±0,34	Fuzionarea granulelor de vitelus într-o masă omogenă. Trecerea în faza activă de maturizare.
Iunie (decada I)	IV ₂ –V	11,26±0,44	Fuzionarea granulelor de vitelus într-o masă omogenă. Trecerea în faza activă de maturizare.
	VI–IV ₃	4,76±0,29	Eliberarea conținutului folicular, vacuolizarea, vitelogeneza.
August (decada III)	III	0,59±0,08	Vacuolizarea citoplasmei oocitelor din viitorul an reproductiv

Valoarea mică a coeficientului IGS la indivizii cu ovarele în stadiile VI–IV₂ și VI–IV₃ de maturizare este condiționată de faptul că în ovare rămân, în special, oocitele din faza de vacuolizare a citoplasmei și o cantitate nesemnificativă de oocite din faza de vitelogeneză.

În luna august ovarele conțin oocite în fazele incipiente ale creșterii trofoplasmice și membrane foliculare alipite, supuse procesului de resorbție (Figura 4.22.).

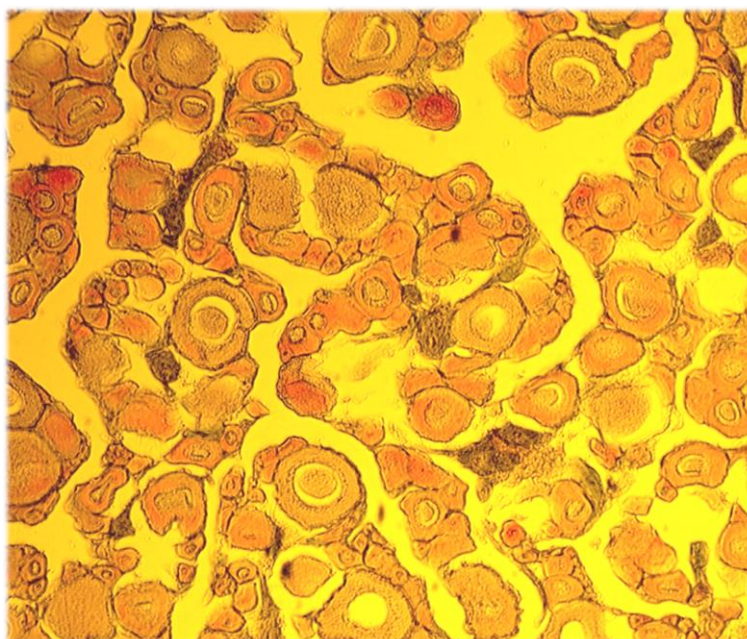


Fig. 4.22. Oocitele *moșului-de-Amur* după sezonul reproductiv

În acest fel, investigațiile histologice ale sistemului generativ la femelele de *moș-de-Amur*, denotă în diverse condiții ecologice, o dezvoltare asincronă accentuată a oocitelor, ceea ce

permite speciei să aibă o perioadă reproductivă lungă, cu posibilitatea depunerii mai multor porții de icre (3), aceasta fiind o strategie oportună în condiții de alternare a nivelului apei și resurse trofice limitate în fazele ontogenetice timpurii.

4.6.5. Speciile interveniente de pești. Guvizii Ponto-Caspici (*Gobiidae*)

În prezent, în ecosistemele acvatice naturale din Republica Moldova se constată expansiunea activă din arealul primar a unei grupe taxonomice tinere din punct de vedere filogenetic de origine ponto-aralo-caspică. Provenite din ținuturi geografice apropiate, arealul lor se extinde gradual pe cale naturală, deosebindu-se, astfel, de speciile strămutate în urma unor acțiuni antropocore.

Reprezentanții acestei grupe sunt speciile interveniente de pești care, odată cu demararea lucrărilor hidrotehnice pe marile fluvii din prima jumătate a secolului XX și cu distrugerea barierelor naturale formate în perioada transgresiilor glaciare, s-au răspândit activ în amonte pe râuri [196]. Fragmentarea albiilor a provocat micșorarea nivelului și vitezei de curgere a apelor de suprafață, creșterea conductibilității termice, majorarea suprafeței de evaporare, dereglări în regimul de curgere a apelor freatice ș.a. Astfel, aceste modificări hidrobiotopice au condus la intensificarea proceselor de colmatare, limnificare și îmburuienare a ecosistemelor lotice. Ca urmare, s-au instalat condiții de mediu asemănătoare celor din zonele limanice – habitate devenite perfecte pentru speciile de pești ca *guvizii*, *gasterosteidele*, *undreaua* ș.a., iar interconectarea bazinelor hidrografice prin intermediul a numeroase canale a accentuat și mai mult lărgirea arealelor lor secundare (drept exemplu elocvent poate servi Coridorul de Sud: Black Sea – Danube – RMD-canal – Main – Rhine – North Sea) [292].

Investigațiile efectuate în diverse ecosisteme acvatice și antropizate din Republica Moldova în perioada anilor 2004–2019, au permis stabilirea diversității speciilor interveniente de pești, care numără 15 taxoni, atribuiți la 5 familii și 5 ordine: Ord. *Clupeiformes*, Fam. *Clupeidae* (1sp.), Ord. *Atheriniformes*, Fam. *Atherinidae* (1sp.), Ord. *Gasterosteiformes*, Fam. *Gasterosteidae* (2sp.), Ord. *Syngnathiformes*, Fam. *Syngnathidae* (1sp.), Ord. *Perciformes*, Fam. *Gobiidae* (10sp.) (Tabelul A 18.1) [11, 82].

În ultima perioadă, se constată un interes științific deosebit de mare față de fauna din fam. *Gobiidae*, reprezentanții căreia populează atât în apele sărate, salmastre, cât și cele dulci [250, 280]. Drept argumente științifice, pot servi următoarele considerații: 1. Gobiidele sunt un grup filogenetic tânăr care, din punct de vedere sistematic, este încă neelucidat pe deplin; 2. demonstrează o progresie biologică evidentă, provocând procesul activ de pontizare a

ihtiofaunei; 3. unii reprezentanți pot servi drept modele importante în descifrarea mecanismelor și strategiilor fenomenului bioinvaziei.

În perioada anilor 2004–2019 au fost identificați 10 taxoni din Fam. *Gobiidae*, ce fac parte din 6 genuri: *Benthophilus nudus* Berg, 1898, *Benthophilus durrelli* Boldyrev & Bogutskaya, 2004, *Mesogobius batrachocephalus* (Pallas, 1814), *Neogobius (Ponticola) eurycephalus* (Kessler, 1874), *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), *Neogobius (Babka) gymnotrachelus* (Kessler, 1857), *Neogobius (Babka) kessleri* (Guenther, 1861), *Neogobius (Apollonia) melanostomus* (Pallas, 1814), *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837) și *Gobius niger* Linnaeus, 1758. Nu-au fost semnalate de către noi, dar sunt menționate în alte surse științifice (mai ales cu privire la ihtiofauna lacului Cuciurgan, limanului Nistean și a lacul Cahul) speciile: *Caspiosoma caspium* (Kessler, 1877), *Knipowitschia longecaudata* (Kessler, 1877), *Knipowitschia cameliae* Nalbant et Otel, 1996, *Neogobius ratan* (Nordmann, 1840), *Neogobius syrman* (Nordmann, 1840), *Benthophiloides brauneri* Beling et Iljin, 1927. Astfel, dacă facem o totalizare, pe teritoriul Republicii Moldova ar putea viețui 17 specii de guvizi [23, 41, 186, 280].

Printre cele mai esențiale cauze, care au condus la expansiunea și proliferarea guvizilor din ultima perioadă, se numără: 1) cauzele de ordin antropic – fragmentarea ecosistemelor lotice și interconectarea bazinelor hidrografice; 2) cauzele de ordin climateric – tendința de încălzire globală și întărirea calamităților naturale; 3) cauzele de ordin biotic – degradarea nivelului trofic al speciilor ihtiofage și ameliorarea bazei trofice naturale (sub formă de *dreissenide*, *amfipode*, *chironomide*, pești de talie mică); 4) cauzele de ordin idioadaptiv – spectrul trofic larg, rapacitatea înaltă (inclusiv prin canibalism), maturizarea timpurie, grija față de urmași (Figura A 18.1.), reproducerea în rate (Figura A 18.2.), reducerea stadiilor ontogenetice timpurii (lipsa stadiului larvar), toleranța mare la variația gradientilor de mediu ș.a. [18].

Analiza comparativă a ihtiofaunei *guvizilor* din fl. Nistru și r. Prut constată o diversitate și o abundență mai mare în fluviu față de râu (10 sp. față de 6 sp.), ceea ce indică asupra faptului că ecosistemul fluvial servește drept cale importantă de expansiune din arealul primar pontic și, de asemenea, denotă condiții mai prielnice de habitare într-un biotop lotic fragmentat, colmatat, limnificat și împânzit de macrofite [11].

Speciile dominante de guvizi în fl. Nistru sunt: *ciobănașul*, *stronghilul*, *guvidul-de-baltă*, *mocănașul* și *moaca-de-brădiș*. De exemplu, în urma monitoringului ihtologic multianual efectuat în fl. Nistru pe tronsonul situat în aval de barajul Dubăsari până la or. Vadul lui Vodă, s-au constatat următoarele valori ale indicilor ecologici analitici (Tabelul 4.14.).

Tab. 4.14. Valorile indicilor ecologici ai guvizilor din fl. Nistru (tronsonul Criuleni – Vadul lui Vodă)

N/ord	Speciile de pești	a. 2015		a. 2016		a. 2017		a. 2018		a. 2019	
		D	W	D	W	D	W	D	W	D	W
1.	<i>Neogobius fluviatilis</i>	5,96	2,98	5,09	2,65	1,14	0,34	4,13	2,07	5,64	3,38
2.	<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	1,32	0,40	1,61	0,45	0,69	0,14	0,86	0,26	2,55	0,77
3.	<i>Neogobius melanostomus</i>	3,97	1,59	1,56	0,47	1,37	0,41	1,03	0,31	2,01	0,81
4.	<i>Proterorhinus semilunaris</i>	6,95	4,17	6,39	3,56	5,26	2,11	3,96	2,38	0,67	0,13
5.	<i>Neogobius kessleri</i>	1,99	0,79	3,01	1,18	2,52	1,26	2,24	0,90	5,37	3,76
6.	<i>Benthophilus nudus</i> / <i>Benthophilus durrelli</i>	1,32	0,40	0,23	0,02	0,46	0,05	0,17	0,02	0,67	0,07

Valorile medii obținute sunt ”dilate” pe fundalul abundenței mari a *boarței* și *oblețului* din acest sector, dar, în unele habitate cu substrat nisipos-pietros și bogate în pâlcuri de vegetație acvatică, ponderea acestor specii în capturi poate atinge până la 80% [18].

În râul Prut, ponderea maximală în capturi este deținută de *ciobănaș* și *mocănaș*, în aval de barajul Costești-Stânca – de *moaca-de-brădiș* ($D_{2016}=5,79\%$), iar la confluență – *guvidul-de-baltă* ($D_{2018}=4,99\%$) și *umflătura-golașă-pontică* ($D_{2018}=4,30\%$). În râurile mici ale Republicii Moldova, speciile dominante de guvizi sunt *ciobănașul* și *mocănașul*, local – *moaca-de-brădiș*.

Ciobănașul este cea mai abundentă și mai răspândită specie de guvizi în apele Republicii Moldova. Paradoxal este faptul că, cu cât apa este mai curată, cu atât acesta se simte mai bine (dar tolerează cu succes și mediile poluate antropic). Astfel, crește vădit riscul de a fi consumate progeniturile altor specii oxifile și litofile de pești cu divers statut de raritate a căror nișe spațiale se suprapun. În condițiile fl. Nistru *ciobănașul* demonstrează o creștere foarte favorabilă (Tabelul 4.15). Valorile empirice maxime atestate în timpul măsurărilor sunt: $L=17,5$ cm, $l=15,3$ cm, $P_{\max}=60,06$ g, $V=5$ ani. Observăm că toate aceste valori sunt deosebit de înalte, dacă le raportăm la întreg arealul speciei [91, 280] (Figura A 18.3.). Specimenele cu vârsta de cinci ani sunt foarte rare în populație (4,76%), ponderea majoritară fiind deținută de indivizii cu vârsta de doi ani (68,2%).

Tab. 4.15. Creșterea în lungime și greutate a *ciobănașului* (♀) în Nistru inferior

Vârsta (ani) $n_{\text{♀}}=63$	Lungimea standard (cm)	Greutatea (g)
1	$5,3\pm0,25$	$1,92\pm0,17$
2	$8,99\pm0,187$	$10,00\pm0,67$
3	$12,2\pm0,16$	$29,9\pm1,48$
4	$13,33\pm0,34$	$42,06\pm1,94$
5	$15,37\pm0,08$	$59,69\pm0,42$

Ciobănașul în condițiile Nistrului inferior se maturizează sexual la vârsta de doi ani. Modul de reproducere este porționat, cu o vitelogeneză de tip asincron (Figura 4.23.). Sezonul reproductiv la *ciobănașul* din Nistru inferior începe la temperatura apei de 10 °C (din a III-a decadă a lunii aprilie, a. 2019) (Tabelul 4.16.).

Tab. 4.16. Indicatorii morfo-fiziologici la femelele de *ciobănaș* cu vârsta de 2-3 ani din Nistru inferior în perioada reproductivă

Decada, luna	Stadiul de dezvoltare a ovarelor	Greutatea ovarelor, g	IGS,%
I decadă, aprilie	IV nefinalizat	$0,53 \pm 0,04$	$6,37 \pm 0,67$
III decadă, aprilie	IV definitiv	$1,19 \pm 0,05$	$11,62 \pm 1,27$
	V	$1,60 \pm 0,24$	$16,98 \pm 1,18$
III decadă, mai	IV ₂ definitiv	$0,840 \pm 0,09$	$8,32 \pm 0,92$
	V ₂	$1,30 \pm 0,19$	$14,93 \pm 0,34$
III decadă, iunie	IV ₃ definitiv	$0,795 \pm 0,08$	$8,72 \pm 1,32$
	VI - IV ₄	$0,165 \pm 0,03$	$1,80 \pm 0,17$
I decadă, iunie	IV ₄ definitiv	$0,820 \pm 0,07$	$8,58 \pm 1,12$
	VI –II–III	0,005	0,88
II decadă, august	III	$0,056 \pm 0,004$	$0,93 \pm 0,05$

A doua porție de icre la femelele de *ciobănaș* este depusă în a treia decadă a lunii mai, la temperatura apei de 18-20 °C (Figura 4.23.), dar la o parte din reproducători se constată încă stadiul IV₂ de dezvoltare a ovarelor.

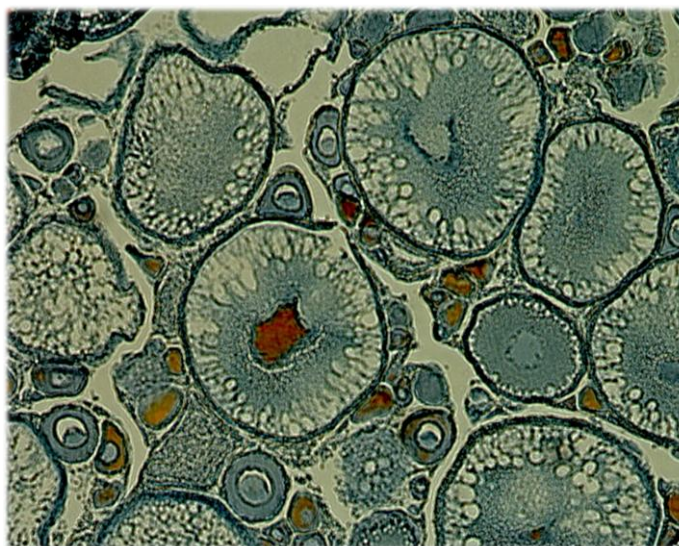


Fig. 4.23. Secțiunea ovarului de *ciobănaș* după depunerea porției secunde de icre

În a treia decadă a lunii iunie, cu creșterea temperaturii apei până la 22 °C se atestă depunerea celei de a treia porție de icre. În ovare, concomitent cu procesul de resorbție a învelișurilor foliculare eliberate, are loc procesul activ de vitelogeneză a oocitelor din generația a patra. Astfel, cu majorarea ulterioară a temperaturii apei, femelele de *ciobănaș* reușesc în luna iulie într-un interval scurt de timp să depună și a patra porție de icre, finalizând cu succes

sezonul reproductiv. Prolificitatea absolută totală fiind de 350-2500 exp. în funcție de vârsta reproducătorilor. În a doua decadă a lunii august ovarele deja conțin tot complexul de oocite din anul reproductiv viitor, atingând stadiul III de dezvoltare.

După *ciobănaș*, următoarea specie conform gradului de expansiune pe teritoriul țării este *mocănașul*. În râurile mici, *ciobănașul* și *mocănașul* intră deseori în asociații strânse, însă cel din urmă exprimă o afinitate mai mare față de habitatele colmatate și împânzite de vegetație acvatică. Astfel, din grupa guvizilor, *mocănașul* împreună cu *moaca-de-brădiș*, devin specii reprezentative în iazurile și lacurile de albie situate pe cursul râurilor mici și râulețelor din țară. În ecosistemele lotice mari ca fl. Nistru și r. Prut specia este mai numeroasă în sectoarele proximale zonelor de deșurare (Figura A 18.4.).

Moaca-de-brădiș, împreună cu *stronghilul*, servesc drept modele elocvente de invazii intercontinentale, în Marile Lacuri din America de Nord acești taxoni provocând pagube ecologice majore (Figura A 18.6.) [172, 301]. *Moaca-de-brădiș* este unicul guvid de origine ponto-caspică marină care a reușit să treacă de paralela nordică de 56°, în prezent populând cel mai larg areal printre guvizi, populațiile din Marea Neagră sunt considerate "donatori" pentru bazinul Mării Baltice și al Marilor Lacuri America de Nord [196]. Investigațiile efectuate în 2014-2018 au constatat că *moaca-de-brădiș* demonstrează o răspândire activă în amonte pe fl. Nistru, fiind capturată în cantități semnificative până în amonte de orașul Soroca. Prin intermediul studiilor genetico-moleculare, s-a demonstrat că cucerirea noilor teritorii de către această specie a început din bazinul Mării Caspice în direcția vestică, spre Marea Neagră și spre sectoarele de jos ale fluviilor Nipru, Dunărea, Nistru, ulterior îndreptându-se în direcția nordică [196].

Expansiunea *stronghilului* (Figura A 18.5.) pe teritorii extinse se datorează toleranței sale mari față de variațiile gradientilor de mediu și eurifagiei pronunțate. Specia este mai abundentă în zona digurilor de piatră și a podurilor, unde stă ascunsă printre bolovani (la adâncimi mai mari ca alte specii de guvizi). În fl. Nistru, în funcție de habitatul ocupat și de accesibilitatea resurselor trofice, se poate hrăni activ, cu moluștele din genul *Dreissena* sp. sau cu amfipode din genul *Dikerogammarus* sp. Presupunem că progresia biologică a *stronghilului* în râuri și în lacurile de albie este strâns legată de expansiunea *dresseinidelor* în aceste habitate, servindu-i drept hrană predilectă (Figura A 18.12.). Cu toate acestea, indiferent de condițiile trofice, specia este considerată una generalistă și nu ezită să consume orice fel de hrană de origine animală din apropiere (particularitate caracteristică tuturor speciilor de guvizi ponto-caspici). Unele cercetări efectuate în bazinul fl. Dunărea demonstrează că *stronghilul* poate contribui la diminuarea

abundenței altor specii alogene de hidrobionți, precum nevertebratele: *Dikergammarus villosus*, *Chelicorophium curvispinum*, *Dreissena polymorpha* și *Corbicula fluminea* [292].

Stronghilul, în condițiile Nistrului inferior, se maturizează sexual la vârsta de 1–2 ani, când atinge lungimea standard de 5,8 cm și greutatea corpului de 4,46 g. Dacă generațiile târzii nu ating dimensiunile minim necesare pentru reproducere la sfârșitul primului an de viață, ele vor participa la procesul reproductiv doar în al doilea an. Sezonul reproductiv demarează în aprilie, la temperatura apei de 16 °C, și continuă până la sfârșitul lunii iulie, la temperatura apei de 24 °C (Tabelul 4.17.).

Tab. 4.17. Analiza morfofiziologică a femelelor de *stronghil* cu vârsta de doi ani din Nistrul inferior

Termenii calendaristici	Stadiile de maturizare	Lungimea standard, cm	Greutatea corpului, g	Greutatea ovarelor, g	IGS, %
Aprilie (decada III)	VI –III–IV ₂	8,57 ± 0,37	11,25 ± 0,76	0,28 ± 0,03	3,14 ± 0,23
Mai (decada II)	IV ₂ –V	8,34 ± 0,15	13,42 ± 1,06	1,91 ± 0,15	20,69 ± 0,57
Mai (decada III)	V	9,16 ± 0,44	17,79 ± 1,76	3,54 ± 0,27	23,54 ± 0,89
Iunie (decada III)	VI–III–IV ₄	8,10 ± 0,40	9,10 ± 0,91	0,15 ± 0,01	1,97 ± 0,17
Iulie (decada III)	IV ₄	8,75 ± 0,31	13,81 ± 1,17	3,68 ± 0,34	3,68 ± 0,34

Modul de reproducere a *stronghilului* este porționat, cu vitelogeneză de tip asincron. Prolificitatea absolută variază în funcție de dimensiunile reproducătorilor și constituie 200 – 3000 buc. icre [23]. Icrele sunt de dimensiuni mari (3,5x2mm), oligoplasmatice, cu o cantitate mare de vitelus (Figura A 18.2.). După prima porție de icre depuse, în ovare sunt prezente membrane foliculare eliberate, oocite din faza creșterii protoplasmatice și oocite din faza creșterii trofoplasmatice (la etapele de vacuolizare; la început de vitelogeneză și de dezvoltare definitivă când nucleul migrează spre polul animal). Vitelusul se caracterizează printr-o structură granulară și globulară bine evidențiată (Figura 4.24.).



Fig. 4.24. Secțiunea ovarului la *stronghil* după prima porție de icre depusă (decada a doua a lunii aprilie, fl. Nistru inferior)

La indivizii de *stronghil* de aceeași vârstă, în a doua decadă a lunii mai s-au constatat unele diferențe în starea oocitelor vitelogene înainte de ejaculare (Tabelul 4.16.). La cei de dimensiuni mai mari, în celule se atestă un grad înalt de omogenizare și hidratizare a vitelusului, iar la cei de dimensiuni mai mici, vitelusul rămâne granular, fiind vizibil nucleul care migrează spre polul animal (Figura 4.25., Figura 4.26.).

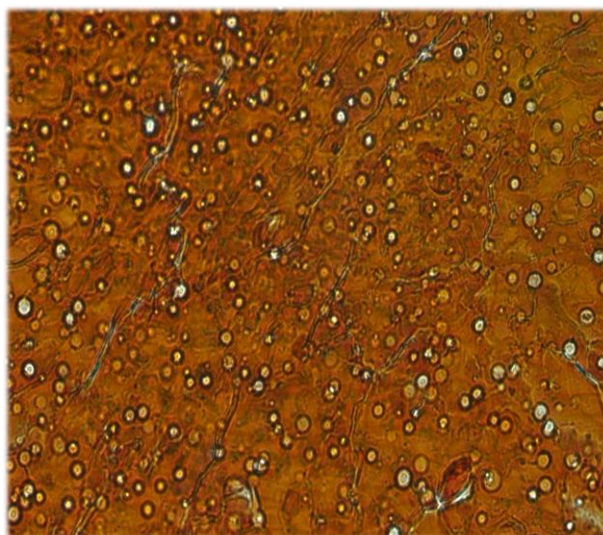


Fig. 4.25. Fragment de vitelus omogenizat și hidratizat în oocitele mature

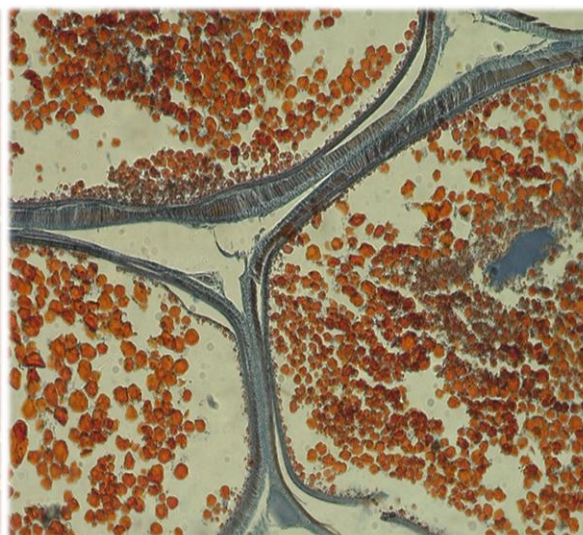


Fig. 4.26. Secțiunea ovarului de *stronghil* în stadiul IV₂ de maturizare cu oocite din faza definitivă

În oocitele maturizate, unde vitelusul se află într-o stare avansată de omogenizare, se observă numeroase formațiuni veziculare sub formă de picături lipidice de diferite dimensiuni (Figura 4.25.). Odată cu creșterea temperaturii apei până la 22,5 °C, procesul de vitelogeneză în oocitele din generația a patra se intensifică semnificativ, reușind să acumuleze, într-o perioadă relativ scurtă de timp, cantitatea necesară de vitelus. Caracterul de dezvoltare a oocitelor din ultima generație este unul sincron (Figura 4.27.).

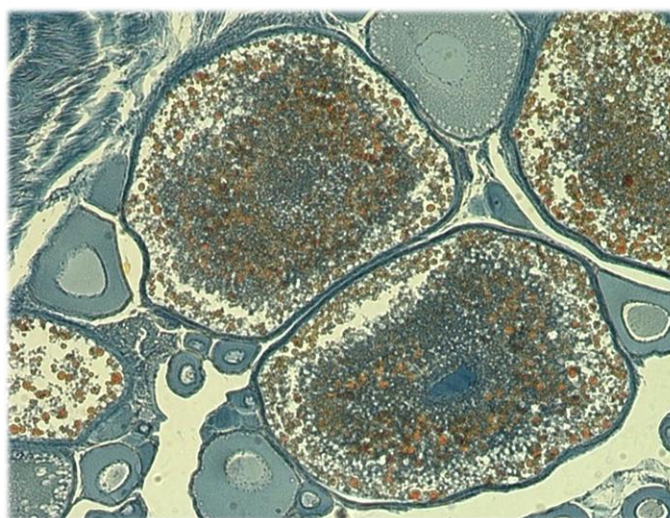


Fig. 4.27. Oocitele *stronghilului* din a patra generație, aflate în faza activă de vitelogeneză

În regiunea polului animal se observă o invaginare a membranei oocitare, fapt ce denotă începutul formării micropilului (Figura 4.27.). În această perioadă au fost, de asemenea, identificate femele cu membrane foliculare în curs de degenerare, oocite din faza creșterii protoplasmatică și cu început de vacuolizare. Prezența, în această perioadă, a oocitelor viteline din faza de resorbție presupune eșuarea reproducerii în luna iunie, atunci fiind depuse doar trei porții de icre (particularitate similară cu ovogeneza *guvidului-de-baltă* din ecosistemul Nistrului inferior). Printre cauze, pot fi menționate influența negativă a gradientilor de mediu sau deficitul de masculi apti pentru reproducere în perioada menționată. La masculii de guvizi, ejacularea spermatozoizilor poartă un caracter unitar, și nu porționat, ca la indivizii de sex feminin (Figura 4.28.).

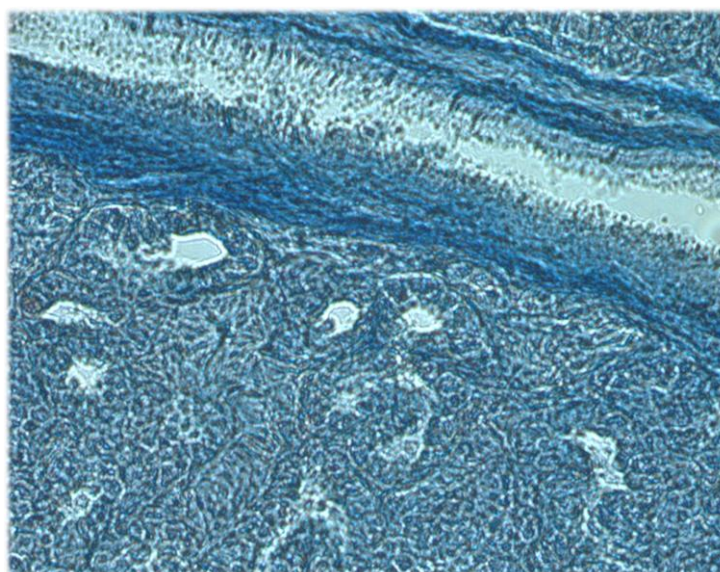


Fig. 4.28. Secțiunea testiculului de *stronghil* în stadiul VI–II de dezvoltare, cu ampulele seminale eliberate

În concluzie, femelele de *stronghil* în condițiile Nistrului inferior se maturizează sexual timpuriu (la unu–doi ani) și au un mod de reproducere porționat pe o perioadă îndelungată, timp în care depun până la patru ponte.

Guvidul-de-baltă este o specie estuarică de origine danubian-nistreană. În ultima perioadă, acesta demonstrează o creștere semnificativă de efectiv și o răspândire activă în amonte pe fl. Nistru. De asemenea, a devenit abundent în regiunea de confluență a r. Prut cu fl. Dunărea.

Aplicând modelul Bertalanffy pentru estimarea creșterii individuale a acestei specii, s-au constatat valori exagerat de mari ale parametrilor l_{∞} și W_{∞} (l_{∞} estimat matematic atinge valoarea de 88,9 cm, iar W_{∞} – 1804,0 g). Aceasta se întâmplă din cauza întreruperii bruște a ciclului de viață la o vârstă timpurie în pofida sporurilor deosebit de favorabile în grupele terminale. Acest caracter de creștere este comun tuturor reprezentanților familiei date, care ating

rarori vârsta de 5–6 ani (*umflătura-golașă-pontică* trăiește doar un an), de aceea, am reflectat doar valorile empirice (Tabelul 4.18.).

Tab. 4.18. Creșterea în lungime și în greutate a *guvidului-de-baltă* (♀) din Nistru inferior

Vârsta (ani) n♀=59	Lungimea standard (cm)	Greutatea (g)
0+	6,56±0,106	4,43±0,26
1+	9,03±0,204	12,46±0,72
2+	11,007±0,179	25,43±1,28
3+	12,944±0,178	41,90±1,81
4+	15,27±0,147	66,63±2,92

Comportamentul ihtiofag al *guvidului-de-baltă* se manifestă începând din al doilea an de viață. În spectrul trofic prevalează reprezentanții din propria familie, inclusiv propriul puiet (canibalism). În unele habitate abundente în *gamaride*, speciile continue să se hrănească cu această resursă accesibilă și în grupele superioare de vârstă (Figura A 18.13.) [11]. Astfel, strategia investiției energetice în creșterea somatică devine o idioadaptare oportună pentru valorificarea trofică a diferitor grupe taxonomice de hidrobionți și oferă posibilitatea de a ieși mai timpuriu de sub presiunea prădătorilor naturali.

Guvidul-de-baltă, în condițiile Nistrului inferior, se maturează sexual la vârsta de 1–2 ani. Prolificitatea absolută variază în funcție de dimensiunile reproducătorilor și constituie 1000 – 6000 buc. icre. Sezonul reproductiv la femelele de *Ponticola kessleri* începe în prima decadă a lunii aprilie, când temperatura apei atinge valoarea de 13–14⁰ C. În această perioadă, printre femelele care au depus deja prima pontă, se întâlnesc și indivizi cu stadiul IV de maturizare a ovarelor ce n-au reușit încă să se reproducă. Indicele gonadosomatic (IGS) atinge valori maximele (Tabelul 4.19.).

Tab. 4.19. Caracteristica morfofiziologică a femelelor adulte de *Ponticola (Neogobius) kessleri* din sectorul Nistrului inferior

Termenii calendaristici	Greutatea ovarelor, g	IGS, %	Indicele de îngrășare (după Clark)
25 Februarie	2, 47 ± 0,31	12.26 ± 1,08	1,34 ± 0,09
19 Aprilie	3,15 ± 0,54	13,55 ± 1,13	1,36 ± 0,15
20 Mai	0,54 ± 0,06	2,09 ± 0,34	1,62 ± 0,08
4 Iunie	0,12 ± 0,03	0,71 ± 0,09	1,42 ± 0,12
20 Iulie	0,015 ± 0,003	0,050 ± 0,008	1,76 ± 0,04
20 August	0,10 ± 0,02	0,56 ± 0,04	1,60 ± 0,07
19 Octombrie	0,41± 0,05	2,71 ± 0,49	1,62 ± 0,11

În perioada maturizării definitive a oocitelor se constată contopirea activă a granulelor de vitelus într-o masă omogenă voluminoasă. După finalizarea primei reproduceri, în ovare, laolaltă cu foliculii eliberați și cu ovulele din diverse faze ale creșterii protoplasmatică, sunt prezente și

oocite din fazele de vacuolizare, de acumulare de picături lipidice și de început de vitelogeneză, dimensiunile medii ale celor din urmă constituind $514,66 \pm 4,08 \mu\text{m}$. Ulterior, odată cu majorarea temperaturii apei, în oocitele din generația a doua are loc procesul intensiv de acumulare a granulelor de vitelus. La sfârșitul perioadei vitelogenezei, acestea, ating, în medie, dimensiunile de $1050 \pm 18,06 \mu\text{m}$. Depunerea pontei secunde la femelele de *guvid-de-baltă* din fl. Nistru are loc în a doua decadă a lunii mai, iar ovarele trec în stadiul VI–III₃ de maturizare. Valoare indicelui IGS scade semnificativ în comparație cu valoarea estimată nemijlocit după prima reproducere și exprimă micșorarea numărului de oocite pe parcursul sezonului reproductiv (Tabelul 4.19.). Depunerea oocitelor din a treia generație are loc în prima decadă a lunii iunie la temperatura apei de 20°C. În ovare, se găsește o cantitate semnificativă de foliculi eliberați, indicând eliminarea integrală a produselor sexuale.

Astfel, se poate constata că, odată cu majorarea progresivă a temperaturii apei în perioada de primăvară-vară (mai-iunie), dezvoltarea generației terțiare de oocite (a 3-a) decurge într-un ritm foarte accelerat pe contul acumulării intensive de substanțe trofice.

Este important de menționat că, pe parcursul întregii perioade reproductive, sunt semnalate femele cu oocitele vitelogenice în faza resorbției totale. Masculii, în perioada de reproducere, ejaculează lapții o singură dată, fecundând oocitele depuse de către mai multe femele. Dacă se creează în populație un deficit de masculi capabili de fecundarea icrelor (masculii fie au eliminat deja lapții, fie produsele seminale nu sunt încă maturizate pe deplin), atunci la reproducătorii de sex feminin se poate induce procesul de resorbție oocitară totală.

Imediat după finalizarea sezonului reproductiv, începând din luna iunie, ovarele trec în stadiul VI–II de maturizare. Se constată micșorarea semnificativă a greutateii lor, iar valoarea IGS este minimală. În ovare se conțin oocite în toate fazele creșterii protoplasmatică, cele mai dezvoltate atingând dimensiunile de $108 \mu\text{m}$ (Figura 4.29.).

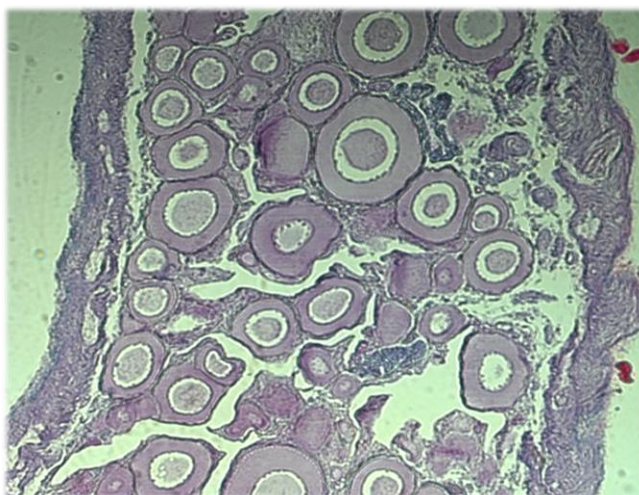


Fig. 4.29. Secțiune de ovar în stadiul VI–II de maturizare. Oocitele se află în diverse faze de creștere protoplasmatică

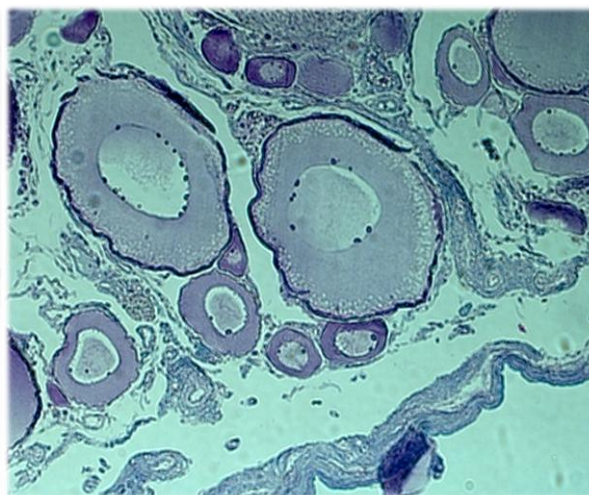


Fig. 4.30. Secțiune de ovar în stadiul II–III de maturizare. Oocitele se află în faza inițială de vacuolizare

În luna august, oocitele din prima generație, ce vor constitui prima pontă a viitorului an reproductiv, încep a acumula activ substanțele trofice, intrând în faza II–III de maturizare (Figura 4.30.). Dimensiunile oocitelor din faza incipientă de vacuolizare a citoplasmei constituie $211,32 \pm 4,08 \mu\text{m}$. În luna octombrie, odată cu micșorarea temperaturii apei până la 11°C , demarează procesul activ de acumulare a granulelor de vitelus în oocite, ceea ce corespunde stadiului III–IV de maturizare a ovarelor. În perioada iernii, are loc dezvoltarea continuă a oocitelor. În luna februarie, pe lângă oocitele din etapa creșterii protoplasmatică, se găsesc și oocite din diverse faze ale creșterii trofoplasmatică (de la cea de vacuolizare a citoplasmei până la faza vitelogenezei intensive). Acest complex de oocite corespunde fazei a IV-a de maturizare a ovarelor, astfel, conform investigațiilor noastre, femelele de *Neogobius kessleri* din Nistrul inferior, în timpul perioadei de reproducere care decurge din aprilie și până în iunie, depun trei porții de icre.

Un alt exemplu elocvent de expansiune în r. Prut a unui reprezentant nou pentru ihtiofauna acestui ecosistem este umflătura-golașă-pontică – *Benthophilus nudus* (Berg, 1898) [237]. În trecut, se considera că în regiunea de nord-vest a Mării Negre și în sectoarele de jos ale fluviilor (Dunărea, Nistru, Bugul de Sud și Nipru) viețuiește doar specia *Benthophilus stellatus* (Sauvage, 1874), ulterior însă, unii sistematicieni [73] au propus ca pentru apele îndulcite să fie delimitat taxonul – *Benthophilus nudus* (Berg, 1898). Vasileva E.D. susține că caracterele ce disting *B. stellatus*, *B. macrocephalus*, *B. durrelli* și *B. nudus* nu sunt certe și suficiente pentru a se acorda fiecărui taxon statut de specie aparte [91]. Referitor la particularitățile biologice, informația este, de asemenea lacunară, știindu-se doar că *Benthophilus nudus* este o specie litofilă, zoobentosofagă, că maturitatea sexuală se instalează la vârsta de un an, iar sezonul reproductiv

are loc în lunile mai-iunie. O femelă de 5–8 cm lungime depune, în medie, 1500 de icre (de la 700 până la 2500 de icre) și, ulterior piere. Masculii însă ocrotesc ponta până la eclozare, iar apoi pier și ei. Practic, specia trăiește numai un an. [250]. Puietul se hrănește cu zooplancton, dar, pe măsura creșterii, utilizează în nutriție viermi, larve de insecte, moluște și puiet de pește. Activitatea trofică se intensifică pe timp de noapte. Specia a fost semnalată pentru prima dată în r. Prut în primăvara anului 2015, în regiunea s. Câșlița-Prut. În urma efectuării pescuirilor de control cu draga (1,0 x 0,5 m), s-a constatat o abundență numerică destul de mare în capturi. Din zece dragări efectuate, *umflătura-golașă-pontică* s-a încadrat în categoria speciilor dominante (D4–5,7%), accesorii (C2–50%) și însoțitoare (W3–2,8%), ceea ce presupune o afinitate accentuată a taxonului pentru acest habitat (Tabelul A 18.2). Pescuirile științifice efectuate din vara anului 2018 în r. Prut au constatat deja prezența speciei în stațiunea din or. Cahul. De asemenea, investigațiile anterioare efectuate în fl. Nistru, au constatat majorarea semnificativă a efectivului speciei comparativ cu ultimul deceniu [20].

Una dintre ipotezele care explică succesul speciilor invazive în arealele lor secundare este lipsa sau presiunea nesemnificativă a parazitozelor, dar se pare că pentru guvizii din fl. Nistru această afirmație nu este valabilă. În pofida relațiilor tensionante în sistemul gazdă-parazit, populațiile de guvizi prosperă împreună cu paraziții de *acantocephali* și *eustrongelidae*, în unele habitate gradul de infestare fiind mai mare de 90% (*amphipodele* consumate intens de guvizi reprezintă gazda intermediară pentru *acantocephali* și *eustrongelidae*) (Figura A 18.14.).

Cel mai semnificativ impact ecologic negativ cauzat de abundența mare a guvizilor se datorează prădătorismului lor acerb. Ei consumă activ icrele, larvele și puietul speciilor autohtone de pești, multe dintre acestea fiind valoroase economic sau cu divers statut de raritate, în special cele reofil litopsamofile care ocupă, de obicei, aceeași nișă spațială cu cea a guvizilor: *porcușorii*, *mreana comună*, *mreana-vânăță*, *câra*, *beldița*, *râmbița*, *grindelul*, *boișteanul*, *cleanul-mic*, *cleanul comun*, *zborișul*, *răspărul*, *ghiborțul-de-Dunăre* ș.a. De asemenea, guvizii pot provoca declinul numeric al unor nevertebrate stenobionte din ordinele *Ephemeroptera*, *Plecoptera* și *Trichoptera*, multe fiind recunoscute drept vulnerabile și periclitare în condițiile Republicii Moldova [21]. Ca reacție de răspuns la abundența înaltă a acestor specii, se observă restructurarea nivelului trofic al ihtiofagilor. Astfel, în populația de *biban* și *șalăul* capturați în zona aval de hidrocentrala Dubăsari, ponderea guvizilor extrași din conținutul stomacal atinge o valoare de peste 90% față de alte specii de pești.

4.6.6. Undreaua – *Syngnathus abaster* Eichwald, 1831

În prezent, una din cele mai periculoase specii interveniente de pești care și-a majorat rapid efectivele și aria de răspândire în limitele Republicii Moldova este *undrea* (Figura A 18.15.).

Specia formează populații dulcicole numeroase în ambele sectoare de albie ale fl. Nistru (Tabelul 4.20.), în lacurile de baraj Cuciurgan, Dubăsari, Ghidighici ș.a.

Tab. 4.20. Valorile indicilor ecologici pentru *undrea* capturată în fl. Nistru (aa. 2015-2016)

SPECIA	s. Naslavcea			or. Soroca			I.a. Dubăsari			or. Criuleni – or. Vadul lui Vodă			s. Olănești- s. Palanca		
	D (%)	C (%)	W (%)	D (%)	C (%)	W (%)	D (%)	C (%)	W (%)	D (%)	C (%)	W (%)	D (%)	W (%)	W (%)
<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	Anul 2015														
	,	,	,	7,03	40,00	2,81	17,39	60,00	10,03	9,60	70,00	6,72	3,65	50,00	1,82
	Anul 2016														
	,	,	,	3,18	40,00	1,27	10,43	50,00	5,95	12,33	66,67	8,17	4,81	66,67	3,48

În Nistru și Prutul inferior este identificată forma semimigratoare, care intră din zonele de litoral ale Mării Negre și din estuare [104]. În I.a. Ghidighici, undreaua atinge o densitate numerică de până la 36 mii de exp./ha [223]. Poate trăi într-un diapazon larg al salinității (tolerează mediile saline de până la 35‰), al transparenței apei și al concentrației oxigenului solvit, iar originea sudică (mediteraneană) o avantajează mult în condiții de încălzire globală și de îmburuienare a ecosistemelor acvatice. O cauză suplimentară de proliferare a speciei pe teritoriul țării este suprapescuitul răpitorilor și al concurenților de talie mare care, în condiții naturale, servesc drept reglatori importanți ai efectivelor de pradă.

În sectorul Nistrului inferior au fost capturate femele de *undrea* cu vârste cuprinse între 0+ și 3+ ani. Lungimea maximă constatată la vârsta de 3+ este de 17,7 cm, pe când greutatea – de 2,93 g. La vârsta de un an, *undrea* atinge lungimea medie standard de 12,1 cm și greutatea de 1,09 g. În populația din Nistrul inferior, predomină indivizii cu grupele de vârstă 2–2+ și 3–3+. Specia consumă activ crustacee planctonice și bentonice, de asemenea, nu ezită să includă în spectrul trofic larve și icre de pești, pe când propriile progenituri sunt protejate eficient prin grija față de urmași [173]. Femela de *undrea* depune icrele într-o pungă incubatoare a masculului, situată postanal, unde se realizează fertilizarea, incubția și eclozarea. Maturitatea sexuală este atinsă la vârsta de 1–2 ani. Perioada reproductivă începe din a doua decadă a lunii mai, când temperatura apei în sectorul Nistrului inferior atinge valoarea de 17,3 °C [218].

Femelele cu ovarele aflate chiar la începutul perioadei reproductive au cea mai mare valoare a indicelui gonadosomatic (IGS) și a prolificității absolute (PIA) (Tabelul 4.21.).

Tab 4.21. Caracteristica reproductivă a femelelor de *undrea* din Nistrul inferior

Generațiile oocitelor	Greutatea ovarelor, g	IGS, %	PIA (nr. icre)
I generație (II-a decadă a lunii mai)	$0,39 \pm 0,05$ 0,28 – 0,46	$24,13 \pm 1,02$ 22,6 – 24,68	$126 \pm 19,82$ 94 – 163
II generație (II-a decadă a lunii iunie)	$0,27 \pm 0,04$ 0,16 – 0,33	$21,38 \pm 1,39$ 18,0 – 23,38	$79,6 \pm 10,78$ 60 – 91
III generație (II-a decadă a lunii iulie)	$0,10 \pm 0,019$ 0,05 – 0,11	$6,77 \pm 0,56$ 5,88 – 7,82	$36,6 \pm 8,86$ 24 -52

Pentru *undrea*, ca și pentru majoritatea speciilor de pești cu potențial invaziv major, este caracteristică dezvoltarea asincronă a oocitelor și acumularea unei cantități semnificative de vitelus în stadiile finale de dezvoltare (Figura 4.31., Figura 4.32.).



Fig. 4.31. Fazele de dezvoltare a oocitelor la *undrea*

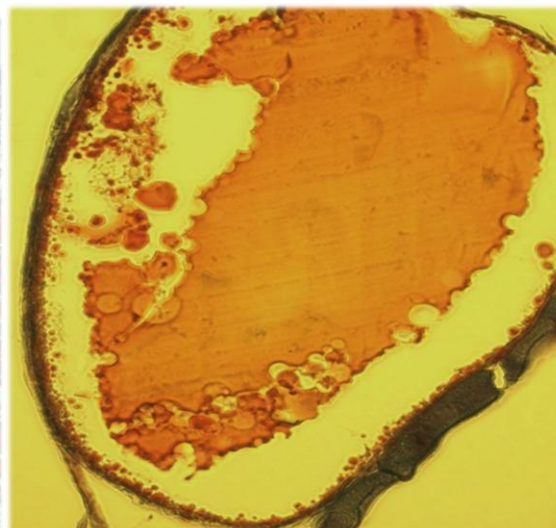


Fig. 4.32. Fuzionarea granulelor de vitelus din oocitele de *undrea* într-o masă omogenă voluminoasă

O femelă poate depune icrele în camera incubatoare a doi masculi, iar masculul le poate recepționa de la două-trei femele [86]. Drept dovadă poate servi prezența concomitentă în camera incubatoare a ovulelor embrionate și a larvelor în diverse stadii de dezvoltare (Figura 4.33.).



Fig. 4.33. Grijă față de urmași la *undrea*



Fig. 4.34. Progeniturile la *undrea* părăsesc camera incubatoare în stadiul de alevin

Progeniturile părăsesc camera incubatoare trecând deja la stadiul de alevin (Figura 4.34.) [20]. Prin această strategie, femelele își asigură șansele de transmitere a propriului material ereditar, iar la nivel populațional, se menține o diversitate genetică maximală. Ciclul reproductiv al femelelor de *undrea* în Nistrul inferior se finalizează la sfârșitul lunii iulie, după ce se depune cea de-a treia porție de icre. La masculii capturați în a doua decadă a lunii august, în camera incubatoare se mai regăsește o cantitate neînsemnată de icre embrionate și de larve. Conform datelor lui Burnașev M.S., obținute în condiții de laborator, progeniturile părăsesc camera incubatoare peste 21 de zile, iar la femele intervalul dintre ovulații constituie doar 15–20 de zile [86]. Valoarea prolificității individuale este în corelație directă cu vârsta reproducătorilor. Media prolificității individuale absolute a femelelor de *undrea* din Nistru inferior constituie $84 \pm 12,0$ oocite, iar diametrul oocitelor – 1,1–1,5 mm. Conținutul maximal de oocite în ovarele indivizilor de trei ani, cu lungimea de 17,6 cm și cu greutatea de 2,93 g, poate atinge 163 exp., iar la femelele de un an, având lungimea de 12,1 cm și greutatea de 1,09g – 24 exp. În camera incubatoare a masculilor de *Syngnathus abaster* din Nistrul inferior, cu lungimea de 13,1–15,4 cm și cu greutatea de 1,7–2,3 g se conțin respectiv, 37–68 de ovule fertilizate. În medie, numărul de progenituri incubate constituie $54 \pm 8,7$ exp. [218].

Pornind de la cele spuse mai sus, se poate afirma că *undrea* este o specie ce face parte din grupa etologică reproductivă cu manifestare pronunțată a grijii față de urmași. Din cauza volumului util limitat al camerei incubatoare, femelele de *undrea* nu-și pot valorifica la maxim potențialul prolificității individuale, dar strategia repartizării ovulelor de către o femelă la mai mulți masculi amortizează acest inconvenient și asigură o șansă mai mare de supraviețuire a generațiilor viitoare, inclusiv o diversitate mai mare de genotipuri. Datorită efectivelor mari și concurenței trofice accentuate cu speciile indigene, presiunii nesemnificative a ihtiofagilor, mortalității juvenile joase și selectivității înalte în pescuit, specia devine periculoasă pentru funcționalitatea ecosistemelor acvatice din țară.

4.6.7. *Aterina-mică-pontică* – *Atherina boyeri* Risso, 1810 și *gingirica* – *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840)

O altă specie marină de origine mediteraneeană care și-a majorat rapid efectivele în sectorul Nistrului inferior este *aterina-mică-pontică* (Figura A 18.16.). Anterior, taxonul era semnalat doar în limanul nistrean [104, 173]. În prezent însă, ponderea sa în perioada de primăvară în Nistrul inferior (s. Olănești) în capturile cu volocul atinge, în medie, 58,13% și o densitate de 18 mii exp./ha. Lungimea standard (*l*) la indivizii capturați variază între 6,3 cm și 8,3 cm, aceștia având greutatea de 2,1–4,4 g. În lacul refrigerent Cuciurgan, specia a nimerit în anii '80 ai secolului trecut, odată cu pomparea apei din brațul Turunciuc, în scurt timp formându-se o populație locală superdominantă [322].

Este foarte captivantă etologia speciei în lacul Cuciurgan. Odată cu venirea sezonului rece, indivizii din grupele tinere de vârstă nu se îndreaptă în zonele adânci pentru iernare, dar intră în canalele de evacuare a apei refrigerente, unde temperatura este mai ridicată cu 2–4°C față de cea din lac. În continuare, epuizarea rezervelor energetice din organism provoacă moartea lor în masă, iar toată rețeaua trofică a lacului în această perioadă se restructurează în jurul *aterinei*, atât peștii răpitori (ca *bibanul*, *știuca*, *șalăul*, *avatul*, *cleanul ș.a.*), cât și cei pacifiști (*crapul*, *roșioara*, *carasul argintiu*, *taranca*, *babușca*, *plătica ș.a.*) consumând cu predilecție această sursă trofică ușor accesibilă și înalt calorică [203].

Următoarea specie intervenientă, devenită deosebit de numeroasă în sectorul Nistrului inferior (inclusiv în lacul Cuciurgan) este *gingirica* (Figura A 18.17.). Până în a doua jumătate a secolului XX, *gingirica* habita doar în Marea Neagră și în Marea Caspică, urcând temporar în fluviu nu mai sus de 100-150 km de la estuare. După construcția lacurilor de baraj și modificarea condițiilor abiotice din râuri, specia s-a extins, formând numeroase populații dulcicole locale și semimigratoare. În bazinele fluviilor Nipru, Don, Volga și Kama, *gingirica* s-a naturalizat în toate lacurile de acumulare [120, 196]. În limitele Republicii Moldova, *gingirica* este semnalată în sectorul Nistrului inferior (forma semimigratoare), în lacurile Cuciurgan și Cahul (forma dulcicolă locală). În ultimul timp, în lacul refrigerent Cuciurgan, forma locală de *gingirică* a devenit atât de numeroasă, încât a început să substituie de pe poziția de superdominant *aterina-mică-pontică* [322]. Habitatul său tipic reprezintă zona pelagică cu adâncimi între 1–5 metri. În sectorul Nistrului inferior, abundența relativă la *gingirica* capturată în perioada de primăvară atribuie specia la categoria celor eudominante (>10%). În capturi, *gingirica* este reprezentată de trei grupe de vârstă, ponderea maximală se atestă la vârsta de unu și doi ani, indivizii de trei ani sunt puțin numeroși (până la 3,8%). *Gingirica* se maturizează primar la vârsta de 1–2 ani, când atinge lungimea standard de 50 mm. Odată cu înaintarea în vârstă, în structura de sex încep să

predomine femelele. Sub aspect multianual și sezonier, specia poate demonstra fluctuații mari ale indicilor cantitativi, aceasta fiind o caracteristică de bază a tuturor speciilor cu ciclul vital scurt, la care faza de apogeu numeric se poate succeda rapid cu cea de depresie. Unii autori susțin că, din cauza metabolismului intens al tuturor clupeidelor mici, sporul populațional este în dependență directă cu condițiile de nutriție din anul anterior reproducerii [168, 193]. Un factor stimulator de expansiune a acestei specii este tendința de încălzire globală și îmbunătățirea condițiilor de nutriție, taxonul fiind recunoscut ca unul termofil și zooplantonofag. Printre alte idioadaptări oportune, menționăm: plasticitatea ecologică înaltă în raport cu gradientii de mediu, maturizarea timpurie, prolificitatea de excepție (la femelele de un an – 8,5 mii de icre, iar la cele de doi ani – până la 30,7 mii de icre), reproducerea în mai multe rate (cel puțin două porții), spectrul trofic larg și comportamentul gregar bine pronunțat. Unele studii demonstrează că la femelele de *gingirică* ce se reproduc în apele dulci crește diametrul oocitelor pe contul conținutului mai mare de vitelus [196]. Printre alți factori biotici stimulatori în proliferarea numerică a speciei, putem menționa degradarea semnificativă a populațiilor ihtiofagilor de talie medie și mare. În ecosistemele unde *gingirica* și *aterina-mică-pontică* ocupă o poziție dominantă în structura ihtiocenotică (Cuciurgan, albia Nistrului inferior), ele devin verigi trofice importante pentru nutriția speciilor ihtiofage de pești ca: *șalăul*, *avatul*, *bibanul*, *știuca ș.a.* În prezent, este prematur să susținem că specia provoacă un efect invaziv în limitele Republicii Moldova, dar pericolitatea ei potențială nu trebuie diminuată. În anul de studii 2016 au fost capturate două exemplare de *gingirică* sub barajul Dubăsari, crescând și mai mult riscurile de pătrundere a speciei în lac.

4.6.8. Ghidrinul – *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758 și osarul – *Pungitius platygaster* (Kessler, 1859)

Familia *Gasterosteidae* include 5 genuri și 8 specii, reprezentanții cărora sunt răspândiți doar în emisfera nordică [164]. În ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova, se constată majorarea semnificativă a efectivelor de ghidrin – *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758 (Figura A 18.18.) și osar – *Pungitius platygaster* (Kessler, 1859) (Figura A 18.19.). În pofida gradului strâns de rudenie filogenetică a acestor două specii, predilecțiile lor ecologice și cauzele expansiunii sunt diferite. *Ghidrinul* se consideră o specie de origine nordică marină și, în consecință, demonstrează o afinitate mai mare față de ecosistemele cu apă mai rece (specie criofilă), devenind extrem de numeros în sectorul medial al Nistrului după construcția hidrocentralei de la Novodnestrovsk (1981). În schimb *osarul* relativ termofil de origine pontocaspică a profitat pe deplin de pe urma încălzirii globale, a limnificării și îmburuienării active a

albiilor râurilor, fiind mai numeros în bazinul râurilor mici din țară (dar și în unele zone de litoral ale fl. Nistru împânzite de vegetație acvatică) [16].

În multe regiuni din arealul secundar, *ghidrinul* este considerat o specie invazivă, cum ar fi cazul pătrunderii sale în Marele Lacuri Americane [172, 323]. Prezența numărului limitat de specii la această familie ”este compensată” de diversitatea mare de forme ecologice intraspecifice simpatrice și alopatrice. De aceea, în prezent, taxonomia complexului *Gasterosteus aculeatus complex* și *Pungitius platygaster complex* (Nelson, 2009) se confruntă cu numeroase ambiguități [164]. În funcție de gradul de dezvoltare a plăcilor laterale se deosebesc trei ecofene ale *ghidrinului*: *trahurus*, *leiurus* și *semiarmatus*. De asemenea, sub aspect generativ sunt identificate trei forme ecologice: 1) sedentară de apă dulce; 2) marină și 3) anadromă. Sensul funcțional al diversității mari de forme ecologice constă în exploatarea integrală a resurselor trofice din diferite tipuri de ecosisteme acvatice în condițiile unor efective populaționale ridicate (asemeni *clupeidelor* și *salmonidelor*). Migrațiile anadrome în râuri asigură, inclusiv, o protejare mai eficientă a progeniturilor de numeroșii dușmani prezenți în apele marine și salmastre [117].

În perioada actuală, în limitele Republicii Moldova, se constată o progresie biologică evidentă a *ghidrinului* și *osarului*, iar în unele hidrobiotopuri ponderea lor atinge valori de-a dreptul alarmante (de exemplu, *ghidrinul* în sectorul Naslavcea–Otaci) (Tabelul 4.22.).

Tab. 4.22. Valorile indicilor ecologici ai *gasterosteidelor* din fl. Nistru (aa. 2015 – 2016)

SPECIA	s. Naslavcea			or. Soroca			I.a. Dubăsari			or. Criuleni - or. Vadul lui Vodă			s. Olănești- s. Palanca		
	D(%)	C(%)	W(%)	D(%)	C(%)	W(%)	D(%)	C(%)	W(%)	D(%)	C(%)	W(%)	D(%)	C(%)	W(%)
Anul 2015															
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	74,69	60,00	44,82	14,37	30,00	4,31	-	-	-	0,66	10,00	0,07	1,70	40,00	0,68
<i>Pungitius platygaster</i> (Kessler,1859)	-	-	-	-	-	-	0,51	10,00	0,05	-	-	-	0,36	10,00	0,04
Anul 2016															
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	95,39	73,33	69,87	4,24	40,0	1,68	-	-	-	0,46	6,67	0,09	2,04	13,33	0,39
<i>Pungitius platygaster</i> (Kessler,1859)	-	-	-	5,01	33,33	1,61	0,14	3,83	0,01	-	-	-	1,02	20,00	0,20

Dacă hipotermificarea sectorului Naslavcea–Otaci a devenit un factor limitativ pentru multe specii de pești, atunci pentru *ghidrinul* crioofil gradientul dat s-a dovedit a fi unul favorabil, devenind practic unicul reprezentant multidominant. Dat fiind că reproducerea *ghidrinului* începe la o temperatură a apei de 9–10 °C și poate dura și la temperaturi de peste 20°C, rezultă că hidrobiotopul respectiv oferă condiții de reproducere perfecte pe o perioadă foarte îndelungată de timp.

S-a constatat că, în capturile de lângă s. Naslavcea, grupările numeroase de *ghidrin* formează asociații stabile doar cu boișteanul – *Phoxinus phoxinus*. Una dintre ipotezele care ar explica toleranța mare a *ghidrinului* (specie recunoscută ca etologic agresivă) față de *boiștean* este exteriorul lor foarte asemănător (Figura 4.35.).



Fig. 4.35. Ghidrinul în asociație cu boișteanul

Deoarece *ghidrinul* este o specie de talie mică cu o reproducere porționată, prolificitatea absolută și populațională depinde, în mare măsură, de numărul pontelor depuse și de numărul de oocite în cadrul unei porții. Fiind o specie caracteristică latitudinilor nordice, dinamica gametogenetică este influențată de trei factori de bază: temperatura, durata zilelor cu lumină și asigurarea trofică. După datele experimentale ale lui Wootton (2011), *ghidrinul* poate depune anual până la 20 porții de icre în caz că posedă o bază trofică favorabilă [264]. În California, s-a constatat că specia se poate reproduce anul împrejur [91]. În condițiile Nistrului medial, specia depune trei porții de icre, iar greutatea ovarelor în perioada reproductivă atinge până la 30% din masa corporală. A patra generație este supusă procesului de resorbție (Figura 4.36.).

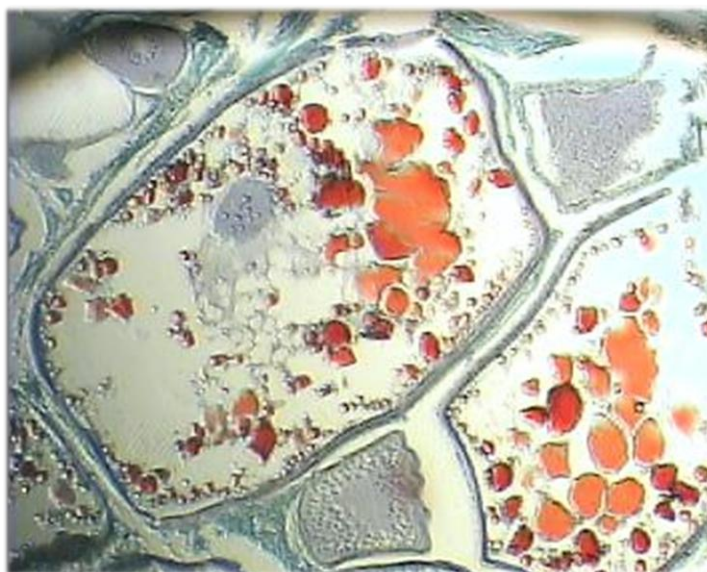


Fig. 4.36. Modificările degenerative ale oocitelor din a IV-a generație la *ghidrinul* din Nistrul medial

Există o corelație pozitivă evidentă între masa corporală a indivizilor și numărul de porții și icre depuse. O femelă care cântărește în medie 0,4 g, în perioada reproductivă poate depune între 20–30 de icre/porție, iar una care cântărește în medie 3,0 g depune într-o repriză 300–400 de icre. În sectorul Nistrului medial, prolificitatea absolută a *ghidrinului* variază de la 230 icre la vârsta de doi ani, până la 826 icre la vârsta de cinci ani.

O idioadaptare oportună în condițiile ecologice actuale instabile este, desigur, și spectrul trofic larg, demonstrând o rapacitate excepțională. Ambele specii de origine marină consumă activ organisme de dimensiuni relativ mici (din ordinele *Cladocera*, *Copepoda*, *Ostracopoda*, *Amphipoda*, *Rotatoria*), dar și insecte sau puiet de pește (inclusiv propriile progeneruri) de dimensiuni considerabile. Din această cauza, sunt tratate ca specii deosebit de periculoase în condiții de acvacultură [91].

Toate gasterosteidele au o structură populațională simplă. Vârsta maximă de viață este de patru-cinci ani, iar reproducerea primară are loc la unu-doi ani, atingând lungimea de 36–40 mm. În condiții experimentale, odată cu crearea optimului ecologic, *ghidrinul* poate atinge maturitatea sexuală și la vârsta de patru luni [117]. Rezultatele obținute de diverși cercetători susțin concepția lui Nicoliski G.V. cu privire la ”dimensiunile minime critice necesare maturizării sexuale”, care afirmă că, în cazul în care aceste dimensiuni nu sunt atinse în primul an de viață, specimenul ratează sezonul reproductiv pentru anul viitor [168].

Structura populațională de vârstă a *ghidrinului* s-a determinat prin analiza curbelor Peterson (repartizarea frecvențelor de lungimi cu corespunderea undelor de amplitudine maximă claselor de vârstă evidențiate), aceasta fiind o metodă frecvent folosită în cazul regiunilor

temperate cu schimbări sezoniere mai proeminente. La analiza populației locale de *ghidrin* de lângă s. Naslavcea, au fost evidențiate patru grupe de vârstă. S-a constatat că, în perioada aprilie-mai, când se formează grupări numeroase în zona de litoral, cele mai reprezentative grupe de vârstă sunt de doi (47,34%), trei (27,98%) și patru (16,57%) ani.

Analiza matematică a ritmului de creștere a *ghidrinului* din fl. Nistru (colectat lângă s. Naslavcea) cu ajutorul funcției Bertalanffy, demonstrează un potențial de creștere semnificativ în faza ontogenetică timpurie, k pentru greutate este de 0,30 și denotă intervalul mic de timp necesar atingerii dimensiunilor fiziologice maxime ($l_{\infty}=8,79$ cm, $w_{\infty}=8,60$ g), acesta fiind ritmul de creștere caracteristic speciilor de talie mică (Tabelul 4.23.).

Tab. 4.23. Parametrii de creștere a femelelor de *ghidrin* în Nistrul medial (s. Naslavcea)

$t_0 = -2,15$	$l_{\infty} = 8,79$	$t_0 = -1,02$	$w_{\infty} = 8,60$	$b = 3,55 \pm 0,123$	$LC = 3,55 \pm 0,202$
$k = -0,18$	$n = 101$	$k = -0,30$		$r_{xy} = 0,996$	
$l = 8,79(1 - e^{0,18(t-2,15)})$		$W = 8,60(1 - e^{0,30(t-1,02)})^3$		$lgW = (-4,880 \pm 1,33) + (3,55 \pm 0,123)lg l$	

Cel mai mare exemplar capturat are vârsta de cinci ani și dimensiunile: $L_{max} - 7,5$ cm, $l_{max} - 6,7$ cm și $P_{max} - 5,32$ g. Deja în iulie, puietul din prima generație atinge lungimea medie standard de 2,4 cm și greutatea de 0,18 g. Analizând corelația lungime-greutate, constatăm valoarea lui $b = 3,55$, ceea ce indică asupra unei alometrie pozitive pronunțate ce favorizează creșterea în greutate față de cea în lungime. Această valoare este condiționată, în primul rând, de analiza statistică a materialului ihtiologic colectat în perioada de primăvară, când greutatea produselor sexuale la femele contribuie la majorarea semnificativă a greutății totale. În structura populațională de sex a *ghidrinului* din fl. Nistru, predomină femelele – 63,6% față de masculi 36,4%, ceea ce, pe de o parte, reprezintă strategia de compensare a mortalității naturale înalte (caracteristică tuturor speciilor cu ciclul vital scurt), iar pe de altă parte, este un indicator ferm de continuare a fazei III în procesul bioinvaziei.

Așadar, se poate afirma că talia mică, structura populațională simplă, reproducerea porționată, grija față de urmași și rapacitatea trofică excepțională a *gasterosteidelor*, devin caractere idioadaptive importante în procesul de expansiune și proliferare în ecosistemele acvatice din țară. Ca alți factori stimulatori ai progresiei lor biologice, putem menționa: deficitul speciilor ihtiofage, majorarea efectivelor altor specii de talie mică care sunt mult mai accesibile și preferabile în nutriția răpitorilor, abundența semnificativă de *gamaride* – ca resursă trofică caracteristică.

4.6.9. Ciprinidele asiatice introduse (*sângerul, novacul și cosașul*)

În Republica Moldova, primele translocări cu ciprinide de origine asiatică precum sângerul – *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844), novacul – *Hypophthalmichthys nobilis* (Richardson, 1845) și cosașul – *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) s-au efectuat însă din anul 1961, când au fost aduse 100 de mii buc. de puiet din bazinul Amurului [104, 173, 202] (Figura A 16.1.–A 16.3.). În 1966, s-au obținut primele progenituri viabile de *sânger* și *cosaș*, iar în 1967 – de *novac* [111, 200].

În prezent, ciprinidele asiatice ocupă 70% din producția totală a pisciculturii autohtone [243]. Cererea mare se datorează creșterii rapide, prețurilor accesibile și avantajului utilizării speciilor respective în policultură. Este important de menționat că, în urma construcțiilor lacurilor de acumulare în albia râurilor de diferite dimensiuni (fenomen de amploare până în ziua de azi), s-a format o nișă spațială necaracteristică speciilor de râu (în mare parte, bentonice) – zona pelagică unde, în condiții de stagnare a apei, are loc o dezvoltare vertiginoasă a fitoplanctonului și zooplanctonului. În aceste conjuncturi, ciprinidele asiatice devin obiecte importante nu numai din punct de vedere economic, dar și biomeliorativ. De exemplu, popularea cu aceste specii a lacului refrigerent Cuciurgan a condus la majorări semnificative a capturilor industriale, de peste 100 de tone anual începând din 1985 și atingând o maximă în anul 1987 de 155,6 tone (Figura A 16.5.). Pe lângă faptul că ponderea acestor specii a atins valori de peste 90%, s-au constatat și creșteri individuale record în acest ecosistem modificat termic. În anii '70–'80 ai secolului trecut, *sângerul* la vârsta de 1+ avea greutatea de 1000 g, la 5+ – 8000 g, la 10+ – 19500 g, iar la 13–15 ani – peste 30 kg! În același timp, *novacul* la cinci ani cântărea 7,6 kg, la șase ani – 11,5 kg, la 8 ani – 20 kg, iar la 14 ani – 38 kg! [174].

Cel mai semnificativ avantaj care decurge din folosirea ciprinidelor asiatice în piscicultură este policultura extensivă (3 *crați*: 4 *sângeri*: 1 *novac*: 2 *cosași*) [145]. În aceste condiții, biocenoza antropizată și simplu organizată devine foarte rentabilă din punct de vedere bioenergetic (fitoplanctonul → sânger; zooplancton → novac; macrofite → cosaș, bentos → crap).

Analizând dinamica succesiunilor ihtiocenotice în ecosistemele acvatice naturale ale Republicii Moldova (de la introducerea speciilor și până în prezent), se poate observa că ponderea lor în capturile industriale oficiale a fost întotdeauna nesemnificativă, cu excepția perioadei scurte de timp după inundațiile majore din vara anului 2008 și 2010, când aceste specii au pătruns masiv din crescătoriile piscicole avariate. De exemplu, în ecosistemul Prutului inferior (lacul Beleu și bălțile Manta), ponderea acestor specii în pescuirile de control din anul 2011 a crescut deosebit de mult (Tabelul 4.24.).

Tab. 4.24. Ponderea ciprinidelor asiatice (și a crapului de cultură) din ecosistemul Prutului inferior sub aspect multianual (%)

№	Specia	Lacul Belev		Bălțile Manta		Albia Prutului inferior	
		1996–1997 [58]	2011*	1996–1997 [58]	2011*	1996–1997 [58]	2011*
1	<i>Sânger</i>	0,1	7,18	0,6	23,55	0,6	30,05
2	<i>Novac</i>	-	2,83	-	4,40	-	3,7
3	<i>Cosaș</i>	-	3,05	-	3,65	-	5,2
4	<i>Crap</i>	4,4	21,43	3,65	9,7	2,0	6,7
5	<i>Alte specii</i>	95,5	65,51	95,75	58,7	97,4	54,35

* - plasa staționară Ø 50 mm

Majoritatea indivizilor aveau vârsta de doi ani și dimensiunile gravimetrice între 100 g și 800 g, în medie – 350 g. Ihtiomasa acestor specii în ecosistemul lacului Manta a atins valoarea medie de 133,7 kg/ha și densitatea de 382 exp./ha, iar pentru lacul Belev – 62,4 kg/ha și, respectiv, 178 exp./ha.

În bazinul fl. Nistru, în pofida pătrunderii în cantități semnificative a puietului, rata mare de extragere prin pescuit și mortalitățile înalte din timpul epizootiilor de primăvară în unii ani au readus, în scurt timp, valorile cantitative până la limitele anterioare calamităților naturale (Tabelul 4.25.). Cele mai mari cantități sunt extrase în timpul migrațiilor acestor specii, factorii determinanți în demararea acestor migrațiuni fiind creșterea nivelului apei și a temperaturilor.

Tab. 4.25. Abundența relativă a ciprinidelor asiatice introduse capturate în bazinul fl. Nistru (%)

Specia	L.a. Dubăsari			Sectorul Nistrului inferior			Lacul refrigerent Cuciurgan		
	a.1959 *	a.1998 *	aa.2010 -2014	aa.1981 - 1985*	aa.1996 -1998	aa.2010 -2014	aa.1964 -1970*	aa.1996 -1999*	a.2012*
Sânger	-	0,5	0,75	2,45	0,8	1,21	0,01	1,4	1,3
Novac	-	0,5	0,56	2,68	0,5	0,88		1,1	0,1
Cosaș	-	< 0,1	0,19	0,02	< 0,1	0,44		0,1	0,3

1959*- [90]; 1981-1985*- [122]; 1964-1970*- [111]; 1996-2000* - [58].

2010–2014* - Darea de seamă a Laboratorului Ihtiologie și Acvacultură al IZ AȘM.

Din cauza imposibilității reproducerii pe cale naturală și populărilor la densități joase, ca reacție la îmbunătățirea condițiilor trofice, la aceste specii se constată accelerări semnificative ale ritmurilor individuale de creștere. Pentru a demonstra creșterea deosebit de favorabilă a ciprinidelor asiatice din principalele ecosisteme acvatice din țară, este analizat modelul matematic de creștere a *cosașului* în l.a. Costești-Stânca. Aplicarea modelului Bertalanffy pentru *cosașul* din lacul Costești-Stânca relevă un ritm de creștere relativ uniform, atât în lungime, cât și în greutate (k pentru lungime – 0,16, k pentru greutate – 0,175), un ritm caracteristic speciilor de talie mare și cu multe grupe de vârstă, a căror sporuri anuale semnificative se mențin pe parcursul întregii perioade ontogenetice (Tabelul 4.26.).

Tab. 4.26. Parametrii de creștere ai *cosașului* din l.a. Costești-Stânca

$t_0 = -0,223$ $k = 0,16$	$l_{\infty} = 127,081$ $n = 45$	$t_0 = -0,093$ $k = 0,175$	$w_{\infty} = 31054,87$	$b = 2,786 \pm 0,079$ $r_{xy} = 0,999 \pm 0,0006$	$LC = 2,786 \pm 0,129$
$l = 127,081(1 - e^{-0,16(t+0,223)})$		$W = 31054,87 (1 - e^{-0,175(t+0,093)})^3$		$lgW = (-1,344 \pm 0,046) + (2,786 \pm 0,079)lg l$	

La estimarea valorilor lungimii și greutatei fiziologice maximale, pe care le poate atinge teoretic această specie în lac, s-a obținut pentru lungime: $l_{\infty} = 127,081$ cm, iar pentru greutate: $w_{\infty} = 31054,87$ g, valori, de altfel, substanțiale, dacă le raportăm la limitele întregului areal. Analizând corelația lungime-greutate, observăm, la *cosaș*, o alometrie negativă, cu valoarea lui $b = 2,786 \pm 0,079$, aceasta fiind o particularitate caracteristică speciilor de talie alungită.

Cel mai favorabil ritm de creștere printre ciprinidele introduse de origine asiatică se constată la *novac*. Modelul matematic de creștere Bertalanffy a *novacului* din l.a. Costești-Stânca indică un ritm de creștere relativ uniform (cu tendință de accelerare), atât în lungime, cât și în greutate (k pentru lungime – 0,183, k pentru greutate – 0,181) (Tabelul 4.27.).

Tab. 4.27. Parametrii de creștere ai *novacului* din l.a. Costești-Stânca

$t_0 = -0,299$ $k = 0,183$	$l_{\infty} = 127,907$ $n = 51$	$t_0 = -0,296$ $k = 0,181$	$w_{\infty} = 41999,57$	$b = 3,051 \pm 0,059$ $r_{xy} = 0,999 \pm 0,0002$	$LC = 3,051 \pm 0,097$
$l = 127,907(1 - e^{-0,183(t+0,299)})$		$W = 41999,57 (1 - e^{-0,181(t+0,296)})^3$		$lgW = (-1,802 \pm 0,033) + (3,051 \pm 0,059)lg l$	

La estimarea valorilor lungimii și greutatei fiziologice maximale s-a obținut pentru lungime $l_{\infty} = 127,907$ cm, iar pentru greutate $w_{\infty} = 41999,57$ g. La analiza corelației lungime-greutate observăm o creștere izometrică, cu valoarea lui $b = 3,051 \pm 0,059$, indicând asupra unor condiții de nutriție și de îngrijire optimale în ecosistem. Comparând ritmul de creștere a *cosașului*, *sângerului* și *novacului* din ecosistemul lacului de acumulare Costești-Stânca cu alte ecosisteme acvatice din țară sau de peste hotare, se poate afirma că aceste specii viețuiesc în condiții deosebit de favorabile, depășind deseori valorile menționate în literatura de specialitate [95, 104, 111, 280].

Analiza structurii gravimetrice a populațiilor de *sânger* în diverse ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova denotă un ritm de creștere favorabil, dar cu unele deosebiri (Tabelul 4.28.).

Tab. 4.28. Structura gravidimensională a populațiilor de *sânger* în diverse ecosisteme acvatice ale fl. Nistru și r. Prut

Vârsta	Ghidighici (2008)[110]	Cuciurgan (1985)[174]	Dubăsari (1964)[90]	Nistrul inferior (1986)[122]	Prutul inferior (2013)	Costești- Stânca (2013)
1+	$\frac{29,0}{485,0}$	$\frac{30,0}{450}$	-	$\frac{25,8}{345}$	$\frac{21,0}{137}$	-
2+	$\frac{45,0}{2300,0}$	$\frac{38,0}{890}$	$\frac{38,2}{940}$	$\frac{38,6}{1090}$	$\frac{32,0}{680}$	$\frac{50,1}{2390}$
3+	$\frac{60,0}{4100,0}$	$\frac{42,0}{1240}$	$\frac{46,0}{2350}$	$\frac{54,2}{2490}$	$\frac{51,0}{2410}$	$\frac{59,0}{3610}$
4+	$\frac{65,0}{5600,0}$	$\frac{61,0}{4000}$	-	$\frac{59,6}{3860}$	$\frac{58,0}{3450}$	$\frac{64,0}{5780}$
5+	-	$\frac{63,0}{4200}$	-	$\frac{63,1}{4580}$	-	$\frac{68,5}{6950}$
6+	-	$\frac{72,0}{7000}$	$\frac{68,2}{6500}$	$\frac{71,9}{6485}$	-	-
7+	-	$\frac{88,0}{10000}$	-	$\frac{78,8}{8050}$	-	-
8+	-	$\frac{100,0}{17000}$	-	$\frac{113,0}{10240}$	-	-
9+	-	-	-	$\frac{125,5}{12500}$	-	-
10+	-	-	-	$\frac{131,4}{13200}$	-	-

Ritmul de creștere rapid al *sângerului* în lacul refrigerent Cuciurgan este caracteristic tuturor ecosistemelor antropizate cu regim termic modificat [174]. Analiza gravidimensională a indivizilor de *sânger* capturați în l.a. Dubăsari demonstrează un ritm de creștere asemănător speciilor din Nistrul inferior și Prutul inferior, și un ritm mai lent în comparație cu cele din lacul Ghidighici, Costești-Stânca și Cuciurgan. Decalajul mare între valorile gravimetrice ale ecosistemelor Prutului inferior și lacului de acumulare Costești-Stânca se datorează, în primul rând, specificului hidrobiotic și bazei trofice mai sărace în râu [56].

Studiul nutriției ciprinidelor asiatice demonstrează o selectivitate trofică scăzută la toți taxonii [93, 95, 162]. În ecosistemele acvatice naturale, unde baza trofică este săracă, aceste specii pot deveni concurenți nedoriți pentru alți pești. În crescătoriile unde se folosesc furaje administrate *crapului*, aceștia nu ezită să utilizeze complementar această hrană.

Printre speciile predilecte de plante acvatice, folosite în nutriția *cosașului*, amintim: *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*,

Ceratophyllum demersum, *Butomus umbellatus*, *Elodea canadensis*, *Spirogira* sp., *Vallisneria spiralis*, *Lemna minor*, *Scirpus* sp., *Corex* sp. ș.a. [95]. Vegetația mai aspră la consistență este mai activ valorificată de indivizii de doi, trei și patru ani. Coeficientul trofic al *cosașului* este în medie egal cu 18 (de la 14 până la 21), în condițiile deficitului plantelor predilecte, acesta se poate majora până la 54. La temperatura apei cuprinsă între 20–28°C, consumul zilnic de hrană vegetală este aproximativ egal cu greutatea corpului. Eficiența digerației constituie 60–70%, iar hrana nedigerată devine un mediu nutritiv favorabil pentru dezvoltarea bacterioplanctonului și a zooplanctonului [93]. Odată cu atingerea maturității sexuale (de obicei, la patru-cinci ani), aceste specii introducătoare parcurg anual faza de resorbție totală a icrelor, caracterizată printr-o scădere semnificativă a intensității de hrănire.

Sângerul, grație filtrului său branhial, poate reține particule de 8–100 μm, în mare parte formate din alge planctonice din toate categoriile (inclusiv cianoficee), zooplancton și detritus organic [259]. Intensitatea nutriției cu fitoplancton depinde de abundența și de accesibilitatea unor grupe taxonomice, un aport semnificativ în spectrul trofic al Republicii Moldova revenindu-le următoarelor organisme: *Microcystis aeruginosa*, *Merismopedia glauca*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Oscillatoria* sp., *Scenedesmus quadricauda*, *Cyclotella maneghiniana*, *Nitzschia longissima* var. *reversa* [162]. Unele studii experimentale demonstrează însă că consumul algelor cianofite de către *sânger* este nesemnificativ. În intestinalele peștilor, coloniile de *Oscillatoria* sp. și *Anabaena* sp. rămân practic nedigerate din cauza cianotoxinelor eliberate [190]. Alte studii demonstrează că consumul zilnic al algelor cianoficee din genul *Microcystis* depinde de concentrația acestora în apă. La valoarea de 1,334 g/l, ponderea consumului zilnic de alge este maximală, constituind 9,8% din greutatea corporală a *sângerului* [126].

Eurifagia și potențialul competitiv este cel mai bine exprimat la *novac*. Acesta se hrănește cel mai activ la temperatura apei de 20–22°C, la temperatura de 12° C activitatea trofică se reduce cu 50%, iar la 10°C, *novacul* încetează a se mai hrăni. În condiții de stimulare a dezvoltării zooplanctonului în heleșteie, se poate obține pe baza acestei specii complementare o majorare a producției piscicole de până la 41% [134].

Este de menționat faptul că pentru a asigura o populare cu material piscicol viabil, cu caractere productive și calitative înalte, trebuie asigurată diversitatea genetică a loturilor de reproducători. În 1961, în Republica Moldova s-au introdus direct din China ciprinidele asiatice sub formă de puiet, în 1972–1974, s-a introdus a doua linie din bazinul Amurului, iar din 1978, liniile pure homozigote au fost încrucișate între ele, obținându-se efectul heterozisului somatic. Pe parcursul generațiilor ulterioare, productivitatea acestor linii importate, a hibrizilor obținuți din liniile pure și a hibrizilor interspecifici (*Hypophthalmichthys molitrix* X *Hypophthalmichthys*

nobilis) a început să scadă considerabil în urma consangvinizării continue. Sunt semnalate modificări negative frecvente și la nivel generativ [200]. La femelele de *sânger* din lacul refrigerent Cuciurgan cu vârsta de zece ani, indicele gonadosomatic inițial atinge valoarea de 22,5%, pe când în prezent, doar 15,0%, iar în fl. Nistru – 7,0–9,1%. S-a modificat perioada și etapele creșterii trofoplasmatică a oocitelor. Astfel, vacuolizarea citoplasmei are loc mai timpuriu, iar vitelogeneza intensivă – mai târziu decât în primii ani de import al materialului piscicol. Din cauza întârzierii perioadei de vitelogeneză activă, lucrările de reproducere ecologo-industrială sunt suspendate timp de o lună, ceea ce reduce substanțial timpul de îngrășare a puietului în perioada vegetativă, scăzând rata de supraviețuire pe timp de iarnă. De aceea, a devenit oportună înprospătarea genofondului acestor specii alogene prin importul de noi genotipuri, prin obținerea hibridilor înalt productivi și prin majorarea loturilor de reproducători.

Cu toate că aceste specii prezintă o mulțime de avantaje pentru folosirea lor în policultură, trebuie să facem o distincție în cazul ecosistemelor naturale care trebuie să fie gestionate de pe principiul menținerii complexității lor maxime și caracterului intact. Conform principiului biomanipulării [68], justificarea introducerii ciprinidelor asiatice are drept scop valorificarea integrală a bazei trofice furajere din ecosistem, speciile respective ocupând, în așa fel, nișele trofice goale. Această afirmație poate fi valabilă pentru gospodăriile piscicole din țară și pentru lacurile de acumulare. În condițiile când termenul de ”nișă ecologică goală” are un sens dubios, iar noi nu cunoaștem încă pe deplin metabolismul integrat al ecosistemelor, nu putem afirma despre lipsa utilizatorilor într-un sistem ecologic. Mai mult decât atât, conform concepției stabilității ecosistemice, s-a demonstrat că ecosistemul, chiar și în condiții ecologice instabile, își poate menține funcționalitatea pe baza speciilor generaliste oportuniste, care devin monofage dacă un tip de hrană este în exces, sau polifage, dacă accesibilitatea de resurse este limitată ori variază semnificativ sub aspect spațial și temporar. De multe ori, se uită că acești taxoni provin din centrul genetic al ciprinidelor (Extremul Orient), unde au evoluat în cadrul unei competiții interspecifice acerbe; prin urmare, ele nu pot fi doar specii inofensive, valoroase economic și amelioratori biologici în noile teritorii. Potențialul competitiv accentuat, integrat la nivel genetic, și afinitatea hidrobiotopică înaltă pot provoca consecințe deseori catastrofale pentru funcționalitatea ecosistemelor recipiente [265, 295, 303]. În SUA, pe unele porțiuni de pe fl. Mississippi, s-a evaluat o pondere de peste 97% a acestor invadatori naturalizați în structura ihtiocenotică locală. În prezent, sunt utilizate surse financiare colosale pentru preîntâmpinarea pătrunderii lor în ecosistemele Marilor Lacuri [315, 323].

Pescuirile științifice de control, efectuate pe 15–17.09.2014 cu ajutorul volocului pentru puiet în zona s. Isaccea (fl. Dunărea, România), au constatat un număr semnificativ de puiet de

sânger (24 exemplare), cu valorile gravidimensionale cuprinse între 2,7–3,2 cm, cu lungimea standard (l) și cu greutatea de 0,66–0,31 g, fiind, pentru această perioadă, valori necaracteristice în condiții de acvacultură. În urma pescuirilor de control cu volocul în toamna anului 2016, r. Prut, zona s. Giurgiulești (28.10.2016), s-au capturat cinci exemplare de *sânger* cu greutatea de 3,52–5,70 g. În toamna anului 2018, numărul de indivizi capturați în albia Prutului inferior a atins deja 35 de exemplare. Acest fapt nu exclude proveniența acestor progenituri din fl. Dunărea, sau chiar naturalizarea lor în r. Prut.

Concluzii la Capitolul 4

1. De la începutul secolului XX până în prezent, în ecosistemele acvatice naturale ale Republicii Moldova s-au semnalat peste 40 taxoni de origine alogenă și intervenientă, dintre care 4 specii sunt considerate alogene naturalizate, 21 specii – introducente și 15 – interveniente.
2. Printre idioadaptărilor care au asigurat progresia biologică în arealele secundare a speciilor invazive de pești, pot fi menționate: dimensiunile mici, durata scurtă de viață, maturizarea sexuală timpurie, metabolismul generativ intens, depunerea icrelor în mai multe reprize (pe o perioadă lungă de timp), polifilia, grija față de urmași, spectrul trofic larg și competitivitate trofică înaltă, afinitatea hidrobiotopică pronunțată.
3. Conform protocolului Fish Invasiveness Screening Kit (FISK), cele mai mari riscuri de biocontaminare, în condițiile Republicii Moldova, le prezintă următorii taxoni: *carasul argintiu* (41 puncte), *moșul-de-Amur* (38 puncte), *murgoiul-bălțat* (34 puncte) și *soretele* (34 puncte). Dintre speciile interveniente de pești, cele mai periculoase pentru starea structural-funcțională a ihtiocenozelor locale sunt: *undrea* (30 puncte), *ciobănașul* (28 puncte), *ghidrinul* (27 puncte), *aterina-mică-pontică* (27 puncte), *gingirica* (27 puncte), *stronghilul* (26 puncte), *osarul* (25 puncte), *mocănașul* (23 puncte), *moaca-de-brădiș* (23 puncte) și *guvidul-de-baltă* (22 puncte).
4. A fost evaluat potențialul reproductiv la unele specii alogene și interveniente de pești prin intermediul investigațiilor histologice (*soretele*, *moșul-de-Amur*, *murgoiul-bălțat*, *ghidrinul*, *undrea*, *guvidul-de-baltă*, *stronghilul*, *ciobănașul*). S-a demonstrat că acestea posedă o reproducere porționată. Cu creșterea gradientului termic din ecosistem se constată reducerea rapidă a perioadei de dezvoltare a oocitelor din generațiile succesive. În perioada finală a creșterii trofoplasmice, la majoritatea speciilor investigate vitelusul oocitar ocupă un volum semnificativ și se află într-o stare de omogenizare avansată, ușor accesibilă la scindare. În pofida acestui fapt, nu toate speciile își realizează la maxim potențialul reproductiv, depunând, în condițiile Republicii Moldova, până la 4 porții de icre.

5. S-au stabilit în premieră relațiile trofice strânse între două specii alogene ca *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) și *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) în arealele lor secundare.
6. Cel mai mare grad de biocontaminare cu specii invazive de pești, în condițiile Republicii Moldova, s-a constatat în ecosistemele acvatice ale râurilor mici, caracterizate prin alterare hidrobiotopică profundă, poluare continuă și un nivel trofic insuficient reprezentat de speciile ihtiofage de pești.

5. PROTECȚIA DIVERSITĂȚII IHTIOFAUNISTICE ȘI EXPLOATAREA RAȚIONALĂ A RESURSELOR PISCICOLE

5.1. Recomandări de protecție și ameliorare a ihtiofaunei autohtone

Dacă, în trecut, strategiile de conservare tradițională a mediului se bazau mai mult pe o filozofie utilitară, ancorată în valoarea economică a componentelor biodiversității, aceasta fiind considerată doar o sursă de bunuri și de servicii prin câteva componente vizibile, și fiind gestionată pentru a maximaliza efectivele a doar câtorva specii, atunci, în prezent, se recunoaște că toate componentele biodiversității sunt importante [46]. Latura biologică trebuie cuplată cu cea non-biologică, astfel încât contribuția lor la creșterea biodiversității să fie din ce în ce mai mare.

Nu toate speciile au aceeași probabilitate de dispariție, existând categorii de specii foarte vulnerabile, care au nevoie de monitorizare și gestionare atentă: 1) Speciile cu areale geografice restrânse; 2) Speciile care au doar una sau câteva populații; 3) Speciile cu populații mici; 4) Speciile cu o densitate mică a populației; 5) Speciile cu cerințe de habitat extins; 6) Speciile de talie mare; 7) Speciile cu vârstă târzie de maturizare; 8) Speciile care nu au un mecanism eficient de dispersie; 9) Speciile migratoare; 10) Speciile cu o variabilitate genetică mică; 11) Speciile cu nișe ecologice înguste (stenotopie, stenotrofe, stenoterme, stenooxibionte ș.a.); 12) Speciile cu necesități de mediu foarte stabile.

Cauzele care duc la extincția speciilor nu sunt independente, ci interdependente. De exemplu, speciile de pești de talie mare ocupă un teritoriu semnificativ (dar pot fi și migratoare), se maturizează târziu, au nevoie de condiții stabile de mediu și sunt ușor de capturat. Luate la un loc, aceste caracteristici pot conduce spre extincție, dar, identificând problemele și tratându-le separat, va fi mai ușor să concepem și să punem în aplicare un plan de conservare eficient.

Problema conservării diversității ihtiofaunistice și aplicarea măsurilor necesare de menținere a acesteia încă nu este pe deplin definită. Complexitatea și dificultatea sa se rezumă, pe de o parte, la imperativul abordării ecosistemice, iar pe de altă parte, la necesitatea găsirii cauzelor declinului și a soluțiilor concrete de protecție pentru fiecare specie luată în parte. Abordând problema speciilor rare de pești din ecosistemele naturale ale Republicii Moldova, putem constata multe cazuri paradoxale. Speciile cu areale vaste și comune în majoritatea țărilor europene ca *cleanul*, *văduvița*, *scobarul*, *mreana comună*, *linul*, *mihalțul*, *lipanul*, *păstrăvul indigen*, *beldița*, *țiparul*, *boișteanul* ș.a., la noi sunt amenințate, pe când, multe dintre speciile de talie mare ca *somnul*, *șalăul*, *știuca*, *crapul*, în unele țări înalt dezvoltate provoacă adevărate ravagii cu efect distructiv asupra biodiversității. [309, 315].

Cercetările din ultima perioadă au pus în evidență diminuarea accentuată, chiar alarmantă, a ratei natalității în cadrul populațiilor a numeroase specii de pești, principalul factor incriminat în determinismul acestui fenomen fiind „pierderea” habitatelor. Conform modelului biogeografic al insulelor, aplicat la diferite tipuri de ecosisteme și arii protejate, a devenit posibilă formularea aserțiunii că, dacă 50% din habitate sunt distruse, vor dispărea 10% din specii. Dacă 90% din habitate vor fi degradate, atunci se vor pierde 50% din specii, procentul urcând la 75% în cazul distrugerii a 99% din habitate [60]. În prezent, se produc modificări atât de drastice ale mediilor naturale, încât, unele specii, care sunt încă relativ abundente, pot dispărea sau deveni rare în numai câțiva ani. În aceste condiții, se impune o ierarhizare a speciilor în funcție de rolul lor funcțional în ecosistem, de statutul actual de raritate (raportat, în mod obligatoriu, la situația anterioară, de acum câteva decenii sau chiar secole), de amploarea și de intensitatea amenințărilor la care sunt supuse și de perspectivele evoluției viitoare a populațiilor în timp și în spațiu. În funcție de aceasta, se pot stabili măsuri adecvate de ocrotire a fiecărei specii.

În funcție de aportul funcțional adus în prezent la menținerea echilibrului ecosistemic putem evidenția următoarele categorii ecologice de pești:

1. **Specii-cheie**, datorită abundențelor înalte, joacă un rol determinant în asigurarea continuității transferului fluxului energetic de la un nivel trofic la altul: *carasul argintiu*, *babușca*, *oblețul*, *bibanul*, *batca* (sec. inf. fl. Nistru și r. Prut), *boarța*, *ghidrinul* (fl. Nistru), *undreaua* (fl. Nistru), speciile de *guvizi*. În această grupă, se constată un deficit al consumatorilor de vârf (cel mai des este prezentat doar *bibanul*) și un exces numeric de specii-pradă (cele cu ciclul vital scurt).

2. **Specii autohtone de importanță funcțională, dar care își mențin cu greu efectivele** – din această grupă fac parte speciile indigene de talie medie/mare care, în pofida suprapescuitului, în unele ecosisteme, reușesc încă să participe în reglarea schimbului de substanță și energie: *plătica*, *șalăul*, *avatul*, *știuca*, *somnul*, *cleanul*, *scobarul*, *mreana comună*, *morunașul*, *ocheana*.

Cât privește statutul de raritate, ținând seama de starea și de dinamica efectivelor, dar și în funcție de areal, speciile pot fi clasificate în:

1. **Specii rare, în limitele Republicii Moldova, și cu un areal redus** – *sturionii* din bazinul ponto-caspic, *țișănușul*, *chișcarul-ucrainean*, *lostrița*, *păstrăvul-de-mare*, *porcușorul-de-Nistru*, *porcușorul-de-nisip*, *fusarul*, *pietrarul*, *răspărul*, *zborișul*, *percarina*, *mreana-vânăță*, *oblețul-mare* ș.a.

2. **Specii cu areal vast, dar care, în limitele Republicii Moldova, sunt în declin numeric** și chiar au dispărut dintr-o serie de ecosisteme acvatice naturale – *păstrăvul indigen*, *lipanul*, *șalăul-vărgat*, *văduvița*, *grindulul*, *caracuda*, *boișteanul*, *țiparul*, *linul*, *cosacul*, *ocheana*, *beldița*, *mihalțul*, *fufa*, *zglăvoaca comună* ș.a.

3. **Specii cu areal limitat, dar cu o densitate și cu un efectiv satisfăcător în limitele Republicii Moldova** – vârezubul, ghiborțul-de-Dunăre, zvârluga-de-Dunăre, zvârluga-de-Don, porcușorul sarmatic, porcușorul-de-șes, râmbița, cernușca, umflătura-golașă-pontică, rizeafca, scrumbia-de-Dunăre ș.a.

Actul normativ intern care reglementează protecția diferitor specii de plante și animale (inclusiv peștii) este Legea Cărții Roșii Nr. 325 din 15.12.2005, care prevede editarea și actualizarea periodică a listei speciilor cu divers statut de raritate [38]. Lista Roșie a oricărui stat trebuie să reflecte, în mod obiectiv, starea în care se află speciile amenințate în limitele teritoriului național și să fie relativ independentă de oricare act normativ internațional (de un real folos pot fi însă informațiile furnizate de Listele Roșii ale țărilor vecine) [27, 307]. Prima ediție a Cărții Roșii a fostei RSSM a apărut în anul 1978. La compartimentul "Animale", aceasta cuprindea doar 29 specii (pești – 0 sp., reptile – 4 sp., păsări – 17 sp. și mamifere – 8 sp.). În Cartea Roșie, ed. II-a din 2001, se regăsesc 13 specii de pești (la multe din ele statutul de raritate nu corespunde realității) (Tabelul A 20.1). Acest număr încă redus este completat în ediția a III-ea, care enumeră deja 24 specii de pești [21]. Cu certitudine, în viitorul apropiat, numărul speciilor amenințate de pești se va majora (Figura 5.1.).

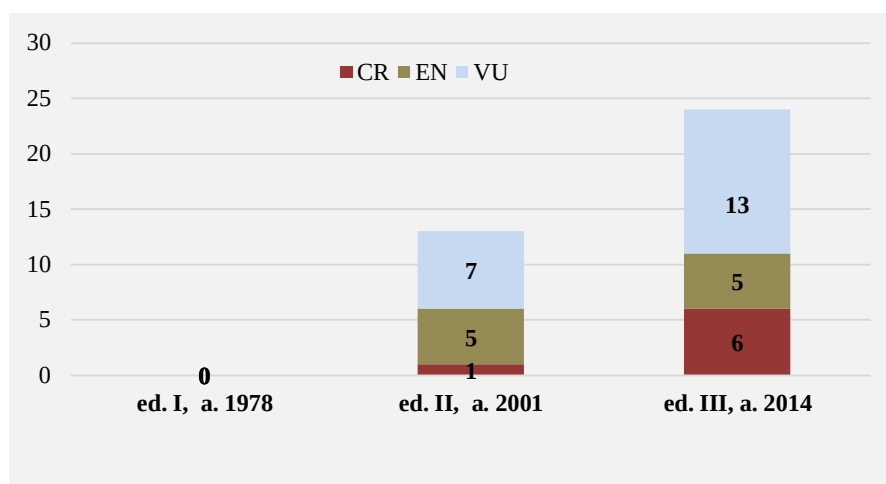


Fig. 5.1. Numărul speciilor de pești incluse în edițiile Cărții Roșii a Republicii Moldova

Pentru speciile rare de talie mică (țiparul, câra-balcanică, câra-baltică, dunărița, țigănușul, boișteanul, beldița, grindelul, cernușca, unele specii de porcușori, zglăvoacele, caspiosoma, cnipovicia-cu-coadă-lungă ș.a.) limitarea sau interzicerea pescuitului nu va avea niciun efect scontat din cauza interesului economic mic și inaccesibilității față de metodele tradiționale de pescuit. Populațiile acestor specii sunt, de regulă, mici și se găsesc pe o arie limitată sau intens fragmentată. Astfel, interdicția de pescuire a acestor taxoni, este deseori una dezavantajoasă, dând iluzia organelor competente și instituțiilor abilitate că, prin adoptarea

acesteia, se realizează protecția speciilor, dar, de fapt, astfel se abate atenția de la adevăratul pericol care le amenință. Protecția speciilor poate fi efectuată doar prin **instituirea zonelor cu statut special unde au fost semnalate sau prin reconstruirea habitatelor caracteristice** și prin crearea condițiilor favorabile de reproducere naturală, și numai ulterior, dacă este necesar, prin populări.

Acțiunile de reconstruire a habitatelor trebuie să vizeze, în linii generale, asigurarea continuității de curgere a râurilor prin distrugerea barajelor și a digurilor anti inundații (sau prin crearea de trecători pentru pești), extinderea malurilor sub forma unor pante line, stabilizarea fundului râului în locurile cu viteză mare a curentului de apă prin introducerea de pietre și de bolovani în albia minoră, precum și prin plantarea malurilor cu vegetație ierboasă, arbuști și arbori din speciile hidrofile care, grație sistemului lor radical, fixează bine malurile [46, 317].

În scopul asigurării continuității cursului de apă și creării unor condiții fără de care nu se poate realiza accesul la boiști a speciilor migratoare și semimigratoare, inclusiv migrația denatanților spre locurile de creștere și îngrășare, este indicat a fi construite trecători pentru pești în zona barajelor (scări, lifturi, canale de ocolire), iar pentru a împiedica pătrunderea peștilor în turbine (mai ales în stadiile ontogenetice timpurii) sau în oricare zonă care le-ar dăuna existența, este important de reglat debitele de scurgere pe principii ecologice (asigurarea nivelului necesar de apă în perioada de reproducere, micșorarea volumului captat de apă de către hidrocentrale în timpul nopții) în concurs cu folosirea metodelor cu acțiune etologică (instalarea în zona de acțiune a grilajelor electrice, perdelelor din bule de aer, emițătoarelor acustice). [286].

Totodată, este necesară interzicerea integrală a unor activități economice precum extragerea nisipului și prundișului din albiile fl. Nistru și r. Prut, adâncirea albiei minore, pomparea apei în exces sau fără dispozitive de protecție, valorificarea agricolă a terenurilor din zonele și fâșiile de protecție, instalarea cablurilor și conductelor în albia minoră, construirea și crearea numeroaselor zone de agrement pe maluri etc [60].

Pentru speciile supuse unei presiuni pescărești înalte, recomandăm, în primul rând, supravegherea eficientă a regimului de interdicției a pescuitului și crearea condițiilor normale pentru reproducerea naturală, iar, numai ulterior după caz, **efectuarea lucrărilor de reproducere în captivitate și de repopulare**. Această afirmație este deosebit de oportună pentru reprezentanții migratori și semimigratori de talie mare și medie, la care orice manipulare vizând repopularea este sortită eșecului fără o protecție adecvată în perioada migrațiilor de masă.

Este important de a cunoaște faptul că, progeniturile eliberate în urma populărilor, ocupă în primele perioade ontogenetice zona de litoral și sublitoral, iar în majoritatea ecosistemelor naturale din țară abundă răpitorii facultativi de talie mică ce ocupă aceeași nișă spațială (*bibanul*

de litoral, guvidul-de-baltă, soretele, moșul-de-Amur, ghiborțul comun). De aceea, populările trebuie să se facă cu indivizi nu mai mici de 20 g (în pofida unor avantaje aparente de ordin economic în caz de populare cu larve și alevini).

În prezent, există posibilitatea reproducerii, în condiții de captivitate, practic a oricărei specii de pești, utilizând sistemele recirculante de creștere (SRC, SAR). Această metodă progresivă oferă o serie de priorități: 1) simularea condițiilor optime de creștere și reproducere caracteristice fiecărui taxon, indiferent de influențele externe de mediu și de exigențele bio-ecologice; 2) controlul integral al calității și o planificare exactă a cantității organismelor acvatice crescute; 3) consumul de apă și suprafața limitată necesară procesului tehnologic și 4) producerea unui impact negativ minim asupra mediului [25]. Totodată, este important să atenționăm că această metodă de creștere necesită investiții financiare serioase și cheltuieli de întreținere semnificative, implementarea ei fiind justificată doar pentru speciile de pești de importanță comunitară majoră (*lostrița, morunul, nisetru-pontic, păstruga, cega, păstrăvul-de-mare, vârezubul, anghila, mihalțul ș.a.*). O soluție fezabilă este construcția stațiunilor de reproducere artificială a peștilor în zona barajului Dubăsari sau la gurile r. Răut (pe fl. Nistru); în zona barajului Costești-Stânca, lângă or. Cahul sau lângă portul Giurgiulești (pe r. Prut). Capturarea operativă a reproducătorilor va asigura un randament maximal în procesul de înmulțire artificială a peștilor și o diversitate taxonomică mare a materialului piscicol populat. În funcție de specie, populările pot fi făcute în mod operativ atât în albie, cât și în lacurile de acumulare. Printre speciile indigene de pești de valoare conservativ-ameliorativă, ce pot fi capturate sub baraje și folosite ulterior în calitate de reproducători în lucrările de reproducere artificială, menționăm: *cega, păstruga, vârezubul, mihalțul, zborișul, pietrarul, mreana comună, scobarul, morunașul, somnul, șalăul, știuca, avatul, ocheana, cleanul ș.a.*

Un interes deosebit prezintă vârezubul – *Rutilus frisii* (Nordmann, 1840) (CR ed.III-VU) care, până la intensificarea presiunii antropice (sfârșitul secolului XIX), se captura în cantități mari în perioada migrațiilor de reproducere, fiind larg răspândit în majoritatea râurilor tributare din bazinul Mării Negre și Mării Azov (cu excepția fl. Dunărea, unde taxonul este sporadic) [91]. Câteva decenii în urmă, se credea că această specie este pe cale de dispariție sigură, dar, din anumite cauze, populațiile au început să se restabilească în fluviile Don, Nipru, Bug și Nistru. Ritmul său de creștere rapid se datorează modului de nutriție preponderent malacofag, peștii strivind cu ușurință cochiliile moluștelor, grație dinților faringieni foarte dezvoltati. În ecosistemele intens împânzite cu colonii de *dreissena*, vârezubul devine un ameliorator biologic foarte important care, în comparație cu *scoicarul*, se poate hrăni activ cu moluște și la temperaturi destul de scăzute ale apei (chiar și sub 9°C) [91, 176]. Printre cauzele care credem că

au jucat un rol determinant în revigorarea populațiilor de *vârezub* din fl. Nistru, menționăm: decolmatarea boiștilor speciilor litofile de pești după inundațiile din anii 2008 și 2010 și expansiunea dreissenidelor – resursă trofică de bază în nutriția speciei. Astfel, în primăvara-vara anului 2019 puietul de vârezub apare sistematic în capturile cu năvodul în fl. Nistru, ceea ce indică la restabilirea potențialului reproductiv populațional al speciei (Figura A 20.1.).

Un exemplu de realizare a aspectelor aplicative ale cercetărilor ihtiologice este consolidarea principiilor de gestionare a productivității loturilor de reproducători a *scrumbiei-de-Dunăre* din fl. Nistru în cadrul Laboratorului de Ihtiologie și Acvacultură al IZ al MECC. În acest scop, a fost elaborată și brevetată instalația mobilă pentru incubarea icrelor embrionate ale speciilor indigene pelagofile de pești în condițiile curentului de apă. Această instalație necesită resurse financiare mici și poate fi utilizată nemijlocit pe teren, inclusiv pentru așa specii pelagofile precum *sabița* și *rizeafca* [6].

O măsură deosebit de importantă de protecție a biodiversității ihtiofaunistice și majorare a producției piscicole este **asigurarea condițiilor favorabile de reproducere naturală** prin reglarea corectă a nivelului apei. Considerăm această măsură drept cea mai importantă, beneficiile majore obținute fiind net superioare față de celelalte activități de protecție a fondului piscicol. În acest sens, menținerea regimului hidrologic optimal în râurile și în lacurile de acumulare din țară poate asigura o productivitate piscicolă înaltă, cu un efect durabil pentru mulți ani înainte. Investigațiile multianuale demonstrează că pentru l.a. Dubăsari și Costești-Stânca, este recomandată asigurarea, în măsura posibilităților, a creșterii constante a nivelului apei în timpul perioadei de reproducere (pentru inundarea boiștilor), micșorarea treptată a nivelului apei cu un metru în luna iulie, și o micșorare repetată înainte de stabilirea podului de gheață. Această dinamică anuală a regimului hidrologic va permite asigurarea succesului reproducerii a diferitelor specii de pești, dezvoltarea și creșterea puietului în condiții optimale, mineralizarea și dezinfectarea substratului reproductiv și acoperirea cu vegetație acvatică a boiștilor, pregătindu-le pentru viitorul an reproductiv.

În sectoarele de albie este recomandat ca, imediat după topirea podului de gheață, să se efectueze curățarea (spălarea) boiștilor de resturile de vegetație moartă prin asigurarea unui flux maximal al debitului timp de patru-cinci zile consecutive (de exemplu, în fl. Nistru – 700-800 m³/s în aval de lacul Novodnestrovsk) [60]. Ulterior, timp de măcar două luni (15 aprilie – 15 iunie), trebuie menținut un nivel al apei pe cât posibil de ridicat, ceea ce va permite inundarea luncilor și ieșirea facilă a reproducătorilor și a puietului de la boiști.

Pentru majorarea potențialului reproductiv în zonele cu deficit de boiști ar fi cazul să se construiască și să se instaleze cuiburi artificiale pentru depunerea icrelor: în lacul Dubăsari – 7–8

mii, în lacul Cuciurgan – 5–6 mii, la Costești-Stânca – 2–3 mii, în bălțile Manta – 2 mii, în lacul Beleu – 1 mie. Cele mai simple cuiburi pot fi confecționate din substrat vegetal sau artificial (fire de poliamidă), și fixate pe un cadru metalic din sârmă groasă cu diametrul de 60–100 cm. În centrul cuibului, din partea de sus se leagă o frânghie lungă (preferabil de nailon) cu plută. Cuibul poate fi „căptușit” cu împletituri de rădăcini și ramuri de plante de luncă (spălate în prealabil de impurități), sau confecționate din mănunchiuri de pânze de năvoade sau setci deteriorate, astfel ca între fibre să nu fie spații libere. Pentru buna desfășurare a procesului reproductiv trebuie identificate boiștile unde vor fi instalate cuiburile (de obicei, la o adâncime de la 50 cm până la 2 m, cu viteza apei mai mică de 0,3 m/s și în zone mai puțin supuse colmatării). Pentru fiecare specie de pește trebuie cunoscute intervalele termice de desfășurare a procesului reproductiv. De exemplu, în l.a. Dubăsari, cuiburile pentru reproducerea *șalăului* trebuie instalate când temperatura apei atinge 9–10°C. La început, se instalează „cuiburi de control”. Dacă sunt identificate icre embrionate, se lansează suplimentar în acea zonă mai multe cuiburi (în funcție de suprafață). Cantitatea de icre embrionate depuse pe un cuib se determină prin numărarea lor pe o unitate de suprafață, ulterior raportată la suprafața totală a cuibului, iar apoi și a tuturor cuiburilor din zona respectivă. Procentul de icre fecundate și cele moarte trebuie stabilit la etapa de gastrulație sau în stadiul de formare a embrionului. Trebuie avut în vedere că pe cuiburile artificiale pot depune pontă mai multe specii de pești, a căror perioadă de reproducere se poate suprapune. De exemplu, în aceeași perioadă poate depune pontă atât *șalăul*, cât și *plătica* sau *babușca*. Icrele de *șalău* pot fi identificate grație dimensiunilor mai mici, prin culoarea mai gălbui-aprinsă și prin prezența picăturii lipidice mai mari. La incubarea icrelor în condiții naturale, cuiburile trebuie spălate periodic de sedimentele depuse. Clătirea trebuie efectuată cu mare atenție. La sfârșitul stadiului V de dezvoltare embrionară (secțiunea caudală depășește în lungime sacul vitelin), spălarea cuiburilor nu se mai efectuează. În cazul colmatării severe a icrelor, cuiburile trebuie mutate în zone mai puțin supuse acestui efect negativ. Verificarea cuiburilor trebuie efectuată în orele de dimineață sau seara, atunci când valurile sunt mici sau lipsesc cu desăvârșire. Pe plutele cuiburilor se fixează notițe cu data depunerii pontei și cu temperatura apei la instalare. Fiecare cuib după clătire trebuie să fie scufundat în același loc.

Dacă cuiburile cu icre embrionate se transferă în incubatoare, acestea se scot din bazin cu mare atenție, se acoperă cu tifon umed și se transportă în târgi până la stația de reproducere. Este foarte important ca icrele să fie recoltate cât mai repede după depunere, astfel încât să se evite atacul ciupercilor și al altor dăunători.

Pentru speciile litofile, în calitate de substrat artificial este folosit pietrișul de dimensiuni medii cu diametrul de până la 5–10 mm. Aceste substraturi se instalează nemijlocit în aval de

barajele lacurilor de acumulare. Pentru sturioni, substraturile artificiale reprezintă niște grămezi mari și numeroase de pietriș cu înălțimea de 30 cm, având o suprafață totală de 3–5 ha. Substraturile acestea sunt localizate direct în albie, la o viteză de curgere a apei de 1–2 m/s și la o adâncime de 3–5 m.

La asigurarea condițiilor favorabile pentru reproducerea naturală a speciilor de pești pot contribui și anumite măsuri legislativ-administrative de modificare a termenilor prohibiției anuale, care trebuie să fie deplasată cu o lună mai devreme, de la 1 martie până la 15 iunie, pentru a asigura: 1) protecția integrală a speciilor de pești cu reproducere timpurie ca *știuca*, *văduvița*, *bibanul*, *scobarul*, *avatul*, ș.a. și 2) contracararea braconajului pe traseele de migrație spre boiști (migrațiile prereproductive fiind cel mai intense în prima jumătate a sezonului vernal).

Activitățile de protecție și conservare a diversității ihtiofaunistice sunt de neconceput fără **îmbunătățirea calității apei** și cuprind, în principal, două mari grupe de activități: *structurale* și activități *nonstructurale* [30]. Din cele structurale, amintim: construcția de noi stații tehnologice de tratare a apelor uzate (mai ales în or. Soroca), modernizarea celor vechi, îmbunătățirea practicilor agricole, îmbunătățirea condițiilor de stocare și depozitare a deșeurilor, dezvoltarea sistemului de canalizare ș.a. Printre activitățile nonstructurale ale managementului resurselor acvatice, amintim: dezvoltarea și implementarea de standarde stricte, formarea personalului înalt calificat, amendarea legislației interne existente cu privire la gospodărirea apelor și a resurselor biologice acvatice, crearea companiilor de informare și educare ecologică a populației (Tabelul A 20.2.).

Educația ecologică a populației trebuie să includă: 1) încurajarea voluntariatului local cu antrenarea în activități de salubritate și contracarare a infracțiunilor de mediu; 2) realizarea seminarelor de informare și instruire în instituțiile de învățământ și instituțiile de profil; 3) totodată, profesorii coordonatori din instituțiile de cercetare superioare și de învățământ ar trebui să impulsioneze acțiunea pentru lucrări de licență, masterat, doctorat, postdoctorat în domeniul ecologiei acvatice, stimulând astfel elaborarea de noi soluții ecotehnice, publicarea rezultatelor, înaintarea de noi proiecte.

Având în vedere că atât fl. Nistru, cât și r. Prut sunt ecosisteme limitrofe mărginite de statele vecine, măsurile de conservare a diversității ihtiofaunistice trebuie efectuate de comun acord. De regulă, aceste resurse naturale sunt degradate fără a se plăti decât simbolic, sau deseori fără a plăti nimic, situație descrisă ca ”tragedia bunului comun”. În acest sens, ar fi binevenită lărgirea ariilor protejate pe ambele maluri în sectoarele inferioare ale fl. Nistru și r. Prut, inclusiv instituirea unor situri cu statut special de protecție în aval de barajele Dubăsari (până la or.

Criuleni) și Costești-Stânca (până la s. Braniște), care vor servi zone de conservare și de ”cruțare” a diversității ihtiofaunistice.

A devenit regretabil faptul că, în urma ”amendamentelor” votate în 2018 la Legea nr. 149, au fost excluse din regimul de protecție generală tronsoanele de lângă satul Naslavcea pe o distanță de 10 km în aval, și de lângă barajul lacului de acumulare Dubăsari până la podul Chișinău-Poltava (zonele de protecție fiind reduse până la 1 km și, respectiv, la 300 m pentru barajul Dubăsari) (art. 40, (1), lit. e). De asemenea, regimul de interdicție a pescuitului, aplicat anterior pe o distanță de 500 m în amonte și în aval de poduri, a fost redus la doar 100 m (art. 40, (1), lit. e).

Situația creată a devenit deosebit de gravă pentru barajul lacului de acumulare Dubăsari. Zona situată nemijlocit în aval de această construcție hidrotehnică se caracterizează nu numai prin faptul că adună, cu concentrații mari, diverse specii de pești în timpul perioadei migrațiilor, dar și prin faptul că, până la or. Vadul lui Vodă, se găsesc cele mai importante boiști ale speciilor litofile și psamofile de pești cu divers statut de raritate.

5.2. Considerații cu privire la activitatea pescuitului

Republica Moldova nu dispune de ecosisteme acvatice naturale atât de vaste și bogate în pește, încât să-și permită exploatarea rezervelor piscicole la nivel industrial. În aceste condiții activitatea de pescuit **nu** trebuie să se bazeze exclusiv pe exploatarea directă a resurselor piscicole naturale, dar pe perspectiva dezvoltării altor activități conexe, mult mai profitabile din punct de vedere economic, social și ecologic. Însă, fără a menține o stare funcțională normală a ihtiocenozelor naturale prin aplicarea mecanismelor eficiente de protecție a fondului piscicol, devine imposibil de atins aceste obiective. Pentru a demonstra avantajele economice, sociale și ecologice în dezvoltarea pescuitului recreativ, vom da drept exemplu unele practici de succes existente în Statele Unite ale Americii. Anual, în SUA sunt înregistrați în jur de 40 milioane pescari amatori și sportivi, iar profitul economic obținut întrece de nouă ori valoarea rezultată din pescuitul industrial, acesta fiind repartizat în șase categorii de bază. Cele mai semnificative vărsări de mijloace bănești la buget vin din: turism – 39%, procurarea echipamentului special – 37%, industria uneltelor de pescuit – 14%, procurarea licențelor de pescuit – 1% [160].

Un indicator important care reflectă starea fondului piscicol prin prisma pescuitului recreativ este efortul de pescuit. Astfel, în primăvara-vara anului 2019 s-a efectuat un recensământ în rândul pescarilor amatori din sectorul inferior al fl. Nistru, unde s-a stabilit că cei 201 de pescari amatori chestionați au utilizat 438 unelte de pescuit, reușind să captureze 2735 exemplare pește cu o greutate sumară de 429,8 kg pește. Fiecare pescar a petrecut în medie 6,06

ore la pescuit, având în dotatie 1-5 unelte de pescuit (numărul maximal de unelte s-a constatat la pescuitul staționar de fund și minimal – cu spinningul). Efortul mediu de pescuit a atins: 2,52 exp. pește/pescar-oră sau 0,35 kg pește/pescar-oră sau 0,160 kg pește/unealtă-oră sau 1,032 exp. pești/unealtă-oră (Tabelul 5.1.).

Tab. 5.1. Evidența capturilor pescuitului recreativ din Nistru inferior

Pescari chestionați	Total unelte	Total ore pescuit	Ore/pescar	Ore/unealtă	Total pești capturați (exp.)	Biomasa extrasă (kg)	Efortul de pescuit (exp. pești/pescar-oră)	Efortul de pescuit (kg pește/pescar-oră)	Efortul de pescuit (kg pește/unealtă-oră)	Efortul de pescuit (exp. pești/unealtă-oră)
201	438	1218	6,06	2,78	2735	429,8	2,25	0,35	0,160	1,032

Odată cu diminuarea densității peștilor în ecosistem, practicarea pescuitului devine o activitate ”neatractivă”. Se atinge starea de supraexploatare piscicolă, iar pescarii amatori vor renunța, pur și simplu, să mai pescuiască în acest obiectiv acvatic, intervalul de timp de minimă activitate pescărească oferind ihtiocenozelor posibilitatea de ași restabili stocurile afectate. Prin urmare, prin relația de feed-back se formează un sistem autoreglabil între „pescuit și densitatea peștilor din ecosistem”. În perioada actuală, în fl. Nistru și în r. Prut, constatăm cea mai joasă atractivitate a pescuitului amatoristic și sportiv, pescarii amatori reorientându-și tot mai mult atenția spre obiectivele arendate cu destinație piscicolă, iar șansa de restabilire a rezervelor piscicole ca rezultat al ”pasivității pescuitului recreativ” este ”valorificată prin metodele ilicite, cu o eficiență mult mai ridicată” în locuri interzise și în perioade interzise de timp. Astfel, s-au constatat numeroase cazuri de folosire a metodelor ilicite de pescuit sub pretext că se pescuiește legal, cum este pescuitul cu jupuiorul și pescuitul la pripoane echipate cu zeci de cârlige.

Rezultatele analizei capturilor din sectorul inferior al fl. Nistru demonstrează dominarea câtorva specii ubicviste de pești ca: *guvizii* (30,24%), *carasul argintiu* (36,16%), *bibanul* (3,95%), *plătica* (3,58%), *babușca* (4,72%) și *oblețul* (2,9%), iar ponderea majoritară este deținută de speciile de guvizi (*stronghilul*, *ciobănașul*, *guvidul-de-baltă*) și *carasul argintiu* (Figura 5.2.). În perioada migrațiilor reproductive anadrome a *scrumbiei-de-Dunăre*, aceasta devine un obiect prioritar pentru pescuit (atât legal cât și cel ilicit).

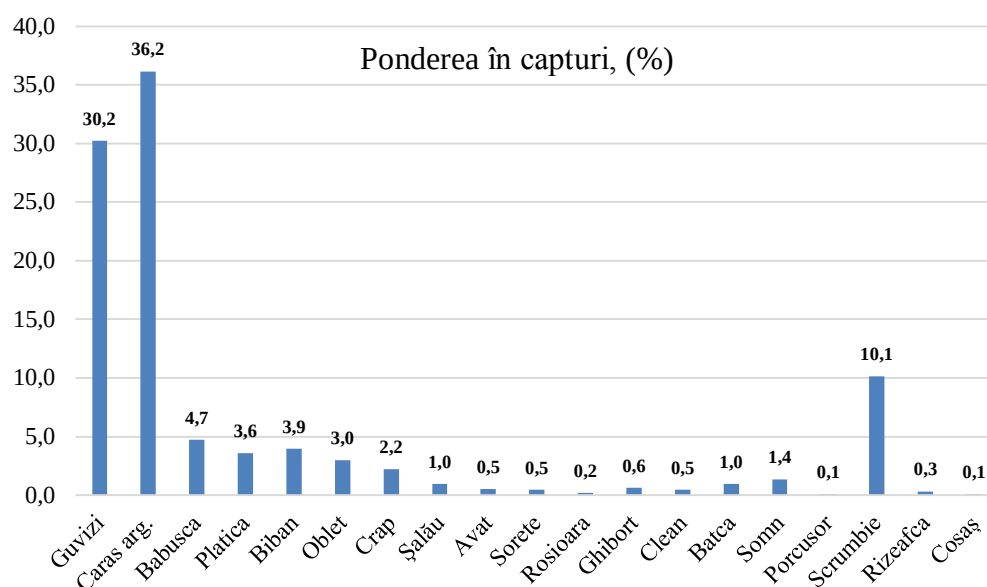


Fig. 5.2. Ponderea speciilor de pești în capturile pescuitului recreativ din Nistru inferior

În acest context remarcăm două realități importante: starea degradată a fondului piscicol din ecosistemele naturale și efectul ameliorativ indirect al activității pescuitului amatoristic (prin participarea pescarilor amatori în contracararea fenomenului bioinvaziilor piscicole).

Conform recomandărilor științifice, mortalitatea prin pescuit nu trebuie să depășească valoarea mortalității naturale $F \leq M$ [138, 168, 211, 228], în caz contrar, se reduce rapid efectivul reproducătorilor, degradează genofondul speciei și se micșorează producția piscicolă (Tabelul A. 20.3.). **Sporul anual** al speciilor de pești cu reproducere primară la vârsta de un an este de 59,2%, la doi ani – 44,9% , iar la trei ani – 37,1%. **Limita anuală de extragere** a speciilor de *caras argintiu*, *babușcă* și *biban* trebuie să varieze între 31,1% – 37,6%, iar la speciile de *guvizi*, *ghidrin* și *obleț* – 49,6%, sau să respecte relația $F = 0,8 \cdot M$ [149]. În conformitate cu starea actuală a resurselor piscicole din țară, din punct de vedere energetic, circuitul de biomasă se închide la nivelul trofic al speciilor de *guvizi*, *caras argintiu*, *obleț*, *babușcă*, *biban*, *boarță* și *ghidrin*. Analizele hidrobiologice demonstrează că producția fitoplanctonului, zooplanctonului și zoobentosului în lacurile de baraj se încadrează în limite favorabile [52, 53, 56, 87, 90, 94, 119, 163, 207], iar investigațiile ritmurilor individuale de creștere la pești confirmă acest fapt [11, 58]. Spre exemplu, productivitatea piscicolă a lacului Costești-Stânca, calculată doar în baza biomasei zooplanctonului de 1,61 g/m³ și a zoobentosului de 3,93 g/m², poate atinge valori de până la 209,3 tone de pește (exceptând speciile fitoplanctonofage/macrofitofage și ihtiofage de pești care pot aduce un surplus de biomasă de minim 30%). În condițiile în care ecosistemele menționate au o biomasă constituită, în special, din specii de talie mică și medie, depreciate din

punct de vedere economic, se confirmă necesitatea majoră de reabilitare a nivelului trofic al ihtiiofagilor de talie mare (*somnul*, *șalăul*, *știuca*, *avatul*) și promovarea pescuitului recreativ cu efect ameliorativ (în special cel la speciile de *guvizi* și *caras argintiu*).

Asupra bunăstării fondului piscicol influențează și tradițiile regionale de consum a peștelui. Astfel, în țările din vestul Europei (Franța, Germania, Spania, Italia, Belgia), speciile dulcicole practic nu se folosesc în alimentație, acestea având posibilitatea de a se înmulți în exces (provocând adesea efecte bioinvazive) și crește până la dimensiuni considerabile (*crapul*, *somnul*, *plătica*, *sângerul*, *novacul*, *cosașul*, *știuca*, *cleanul*), iar durata lungă de viață conduce la bioacumularea unor cantități periculoase de toxici în corpul lor (metalele grele, microparticulele de plastic ș.a.). De aceea, în aceste ecosisteme dulcicole, se constată de multe ori un tablou diametral opus, proliferarea în exces a nivelului răpitorilor de vârf și degradarea populațiilor speciilor de talie mică, mai ales a taxonilor endemici stenobionți.

În prezent apar multe reacții și tensiuni cu privire la interdicția pescuitului industrial în ecosistemele naturale din țară, mai ales, în condiții când părțile limitrofe ca Ucraina și România continuă să practice acest gen de activitate pe fl. Nistru și pe r. Prut (inclusiv l.a. Costești-Stânca). Ca soluție alternativă, propunem exploatarea industrială selectivă a stocurilor de ciprinide asiatice doar în lacurile de acumulare mari. Prin populările sistematice ale puietului acestor specii introductive și prin exploatarea lor industrială în perioade limitate de timp, se pot obține multiple avantaje: ameliorarea biologică a ecosistemului, generarea unor producții piscicole înalte și de calitate ce va asigura cererea pe piața de consum, selectivitatea pescuitului în raport cu speciile autohtone, supravegherea/contabilizarea mai facilă a procesului de pescuit și, nu în ultimul rând, se pot regla eficient mărimile populaționale cu preîntâmpinarea efectului bioinvaziv.

Dacă, în trecut, maximele capturilor industriale se realizau primăvara în perioada migrațiilor prereproductive, când peștele nu începea încă să se hrănească intensiv și baza furajeră rămânea neutilizată, atunci prin transferarea activității pescuitului de primăvară spre perioada toamnă-iarnă, volumul capturilor se vor majora pe seama creșterii ihtiomasei din timpul verii. Aceste avantaje pot fi obținute ușor, dacă stocurile ciprinidelor asiatice vor fi capturate în perioada migrațiilor de iernare (care încep la temperaturi de sub 8°C), de obicei, în noiembrie, timp de două-trei săptămâni în locurile de concentrare a lor maximă (preponderent în apropierea barajelor). Grupările pot fi identificate cu ajutorul sonarului, înconjurându-le cu plasele de suprafață (cu latura ochiului de 100–120 mm și cu înălțimea de 5–6 m) sau prin instalarea plaselor staționare pe traseele de migrație. Această argumentare este susținută și de faptul că, în

prezent, *sângerul*, *novacul* și *cosașul* nu reprezintă obiecte de mare interes în pescuitul amatoristic și sportiv, însă generează o cerere mare pe piața de consum.

Stimularea activității pescuitului amatoristic și sportiv nu trebuie să poarte un caracter necondiționat și prea permisiv. În acest sens trebuie adoptate clauze legislative clare cu mecanisme eficiente de monitorizare și sancționare. S-a constatat că o bună parte dintre pescarii amatori nu respectă dimensiunile minime ale speciilor permise pentru pescuit (*plătica*, *somn*, *crap*, *șalău*, *avat ș.a.*), nu se limitează la cantitatea permisă, se concentrează în zonele interzise pentru pescuit (la poduri, sub baraj, la gura afluenților, gropile de iernare ș.a.), pescuiesc activ pe timp de noapte, iar unii – și în perioada de prohibiție. Astfel, în Legea Nr.149 privind fondul piscicol, pescuitul și piscicultura (din 08.06.2006) trebuie de inclus unele completări și precizări cu privire la metodele contemporane de pescuit (trollingul, carpfishingul), caracteristica mijloacelor de transport acvatic permis pentru pescuit, spectrul monturilor autoînțepătoare, componența/cantitatea nadelor și atractanților folosiți, utilizarea dispozitivelor electrice de detectare și ademenire a peștilor ș.a.

Este regretabil faptul că în ultima modificare a Legii nr. 149 s-au redus substanțial zonele sensibile din punct de vedere piscicol. De menționat că segmentul km 356-345 situat în aval de barajul Dubăsari, trebuie calificat ca zonă ecologică deosebit de sensibilă, cu o importanță majoră pentru reproducerea, îngrășarea și iernarea faunei piscicole, fiindcă este ultima din zonele rămase (cu excepția zonei de lângă s. Șerpeni) a albiei minore formată din prundiș și piatră de râu unde sunt situate multiple bancuri de nisip, insulițe aluviale și praguri subacvatice. Acest fapt indică asupra necesității imperative de a lua sub regim de protecție strictă zona respectivă, ceea ce se află în contradicție integrală cu "amendamentele recente" a legii care o reduce nejustificat până la 300 de metri (art. 40 al. 1). În această zonă sunt situate gura de revărsare a r. Răut și barajul de la Dubăsari, care în timpul migrațiilor în masă a peștilor devin pur și simplu "împânzite cu unelte ilicite de tip înțepător".

În Legea nr. 149 trebuie de stipulat expres că peștele se consideră prins legal doar atunci când a apucat cu gura cârligul (cu excepția cazurilor accidentale), iar în permisele de pescuit trebuie să existe un preambul care să cuprindă următoarele obligațiuni de bază, ce nu vor lăsa loc pentru eschivarea de la răspundere: 1) Să cunoască metodele și uneltele permise pentru pescuit, zonele de protecție cu regim special și perioadele de prohibiție; 2) Să cunoască speciile și dimensiunile permise pentru pescuit; 3) Să mențină zonele de pescuit în curățenie și să evite orice formă de poluare. 4) Să informeze de urgență persoanele sau instituțiile abilitate în privința cazurilor de braconaj, poluare sau catastrofe naturale, iar în caz de necesitate să acorde ajutor la evaluarea pagubelor și la atenuarea efectelor distructive asupra resurselor acvatice naturale; 5) Să

ofere informații statistice despre capturi, specii și zonele de pescuit la solicitarea organelor abilitate cu protecția și gestionarea fondului piscicol.

Un element important care trebuie anexat la regulile generale de pescuit este determinantul de mână, în care, într-o formă accesibilă să fie evidențiate cele mai relevante caractere pentru identificare speciilor, inclusiv dimensiunile lor legale. Utilizarea acestor determinatoare va proteja atât inspectorii piscicoli, cât și pescarii în diverse cazuri litigioase. Un posibil obiect conflictual în acest sens poate fi *plătica* și *batca*, care la exterior seamănă foarte mult, ambele fiind specii reprezentative pentru fauna autohtonă, însă dimensiunile lor minime permise pentru pescuit se deosebesc elocvent (30 cm pentru *plătica* și 15 cm pentru *batcă*) [38].

Există o mulțime de critici cu privire la necesitatea aplicării principiului "Catch and Release" ("prinde și eliberează") în activitatea de pescuit amatoristic și sportiv. Considerăm că această practică este justificată doar la speciile indigene de talie mare, care au fost înțepate de marginea buzei și nu au fost rănite în timpul drilului. Ca regulă generală, speciile răpitoare sunt mult mai susceptibile în cazul practicării principiului C&R (deoarece înghit mai adânc cârligul). De aceea, este recomandat ca la această categorie de amelioratori biologici pescuitul să fie efectuat doar cu momeli artificiale, iar limitarea capturii să se facă atât după greutate (5 kg/zi), cât și după cantitate (până la trei exemplare de *avat*, *șalău*, *știucă* și *somn* pe zi) cu respectarea intervalului de dimensiuni admisibile (de inclus și cele maxim permise).

În concluzie, trebuie să menționăm că în condițiile actuale de dezvoltare a pescuitului ilicit, devine oportun de promovat pescuitul recreativ cultural, inclusiv prin stimularea principiilor de voluntariat în prevenirea și combaterea ilegalităților. Este demonstrat că acolo unde costurile monitoringului de conformare sunt foarte mari sau unde este foarte dificilă identificarea delicventului, motivațiile morale și acțiunile voluntare pot fi mult mai eficiente. De asemenea, activitatea pescuitului trebuie să tindă spre asigurarea unor capturi piscicole de înaltă calitate și durabile în timp, spre un nivel înalt de reînnoire a biomasei piscicole, spre valorificarea integrală a bazei furajere din ecosistem și spre o diversitate ihtiofaunistică pe cât se poate de mare.

5.3. Recomandări privind managementul bioinvaziilor piscicole

În baza studiilor multianuale efectuate în ihtiocenozele Republicii Moldova, putem înainta următorul postulat, care va servi drept temelie la elaborarea unor recomandări prietenoase față de mediu cu privire la prevenirea și combaterea fenomenului bioinvaziilor piscicole: "Dacă gradientii de mediu și caracteristica hidrobiotopică nu devin impedimente esențiale în răspândirea speciilor, atunci următorii factori limitativi, ce determină progresia taxonului alogen în noile teritorii, devin cei de natură biotică, precum prădătorismul și concurența interspecifică".

- **Creșterea potențialului de rezistență funcțională a biocenozelor.** S-a constatat că numai în sistemele ecologice degradate, organismele alogene pot provoca adevărate explozii numerice. În ecosistemele mai complexe și înalt organizate, taxonii alogeni sunt marginalizați (dacă nu eliminați) la periferia ihtiocenozelor de către alte specii mai competitive sau de reprezentanții nivelurilor trofice superioare [11]. În acest sens, prin reconstrucția habitatelor speciilor indigene de talie mare, se vor limita, în mod indirect, efectivele speciilor mai puțin competitive de talie mică, din care fac parte și majoritatea celor invazive.

Pentru refacerea conectivității longitudinale a râurilor, sunt adoptate următoarele măsuri de restaurare a elementelor peisajului natural: 1) îndepărtarea tuturor obstacolelor care barează cursurile de apă; 2) realizarea unor pasaje de trecere pentru pești în cadrul lucrărilor de barare transversală a cursului de apă.

În scopul îmbunătățirii conectivității laterale și ameliorării habitatelor caracteristice sunt necesare următoarele măsuri: 1) restaurarea zonelor umede (fostele bălți); 2) restaurarea albiei: vaduri, nisip, pietriș, bolovăniș, meandre/brațe secundare, renaturarea malurilor; 3) restaurarea reliefului din lunca inundabilă și majorarea suprafețelor substratului reproductiv pentru speciile fitofile (situație actuală, mai ales, pentru albia r. Prut, cu malurile lui abrupte); 4) Împădurirea liniilor de mal a sectoarelor de albie.

La categoria restaurarea proceselor naturale se atribuie regularizarea corectă a nivelului apei în timpul perioadei de reproducere și instalarea substraturilor artificiale (cuiburi) în zonele cu deficit de boiști pentru unele specii indigene, precum: *șalăul*, *plătica*, *morunașul*, *somnul*, *știuca*, *crapul* ș.a.

- **Repopularea cu specii ihtiofage.** Prezența speciilor ihtiofage de pești este obligatorie pentru funcționarea normală a ecosistemului (în baza principiilor trofologiei clasice). Mai mult decât atât, prin calitatea sa de „prădător-cheie”, ihtiofagul menține un echilibru optimal între efectivele speciilor pacifiste de pești cu nișe ecologice asemănătoare, neadmițând, în așa fel, monopolizarea resurselor trofice [68]. De asemenea, în condițiile unei presiuni constante asupra speciilor pașnice de talie mică, speciile ihtiofage contribuie la menținerea optimală a stării epizootice în ihtiocenoza, preîntâmpinând răspândirea activă a contaminărilor parazitare. Dacă aproximăm cu rezervă media coeficientului trofic al speciilor ihtiofage obligatorii ca fiind egală cu 8,0 (lucru acesta depinde de temperatura apei și de concentrația de oxigen, de perioada ontogenetică, de apartenența specifică, de puterea calorică și accesibilitatea prăzii ș.a.), atunci la o cantitate relativă de 10% a ihtiofagului în structura ihtiocenotică, acesta va putea valorifica până la 52,6% din biomasa totală a speciilor de talie mică. Astfel, se poate asigura valorificarea economică a biomasei piscicole și contracararea eficientă a fenomenului bioinvaziei. Conform rezultatelor

pescuirilor de control, se poate afirma că ponderea speciilor ihtiofage de pești din lacurile de acumulare Costești-Stânca și Dubăsari nu este deloc joasă, dar este reprezentată, în special, de indivizi juvenili sau răpitori facultativi de talie mică, excluși atât din stocul de exploatare piscicolă, cât și din grupa amelioratorilor biologici [11].

Biomanipularea în sistemul cascadei trofice se face, cel mai rentabil, prin identificarea și antrenarea verigilor trofice cu legături directe și cu eficiență energetică și producțională maximă. De aceea, trebuie populat ihtiofagul în funcție de caracteristica hidrobiotopului și de particularitățile speciilor supuse limitării numerice. Pentru speciile invazive, precum: *carasul argintiu*, *moșul-de-Amur*, *soretele*, cel mai potrivit consumator este *știuca* și *somnul*; pentru speciile de guvizi, *ghidrin*, *osar* – *șalăul*, *bibanul*, *mihalțul*, iar pentru *obleț*, *murgoiul-bălțat*, *gingirica*, *aterina-mică-pontică* – *șalăul*, *avatul* și *bibanul* (Figura A 20.2.). În râurile mici, este binevenită popularea cu *știucă*, *biban* și *clean*, iar în lacurile de acumulare mari și în sectoarele de albie ale Nistrului și Prutului, de perspectivă sunt populările cu *somn european*, *șalău*, *mihalț* și *avat*. Reproducerea artificială (sau natural-dirijată) a speciilor ihtiofage de pești (*somn*, *șalău*, *știucă*, *mihalț ș.a.*) și ulterior, creșterea lor în captivitate cu scop de repopulare a ecosistemelor naturale, se poate realiza cel mai simplu în stadiile ontogenetice timpurii, însă rata de supraviețuire după transvazarea lor în ecosistemele naturale va fi destul de mică (până la maturizare pot ajunge aproximativ 0,01% indivizi proveniți din icrele embrionate introduse, 1 % – la populare cu alevini și 20 % – în cazul puietului de o vară).

Pentru *guvidul-somnoros*, *sorete* și *carasul argintiu*, omniprezenți în apele stagnante, cel mai bun reglator natural este *știuca*. Ocupând aceeași nișă spațială (zona malurilor bogate în macrofite) și manifestând o activitate trofică intensă pe tot parcursul anului (inclusiv iarna), aceasta va demonstra un efect ameliorativ selectiv și constant asupra prăzii. De asemenea, *știuca* s-a dovedit a fi destul de rezistentă la diverși agenți parazitari, înregistrându-se foarte rar cazuri epizootice. În lacurile de acumulare mari (de exemplu, Dubăsari, Cuciurgan, Ghidighici), *știuca*, *somnul* și *șalăul*, pe lângă importanța lor incontestabilă de biomelioratori, sunt foarte apreciate în pescuitul de amatori și sportiv. De remarcat că, în cazul populării lacurilor cu specii ihtiofage, este foarte important să se facă un control continuu al ponderii lor în ihtiocenoză, neadmițându-se situații de proliferare excesivă.

Numeroasele iazuri din țară sunt, în bună parte, amplasate pe cursurile râurilor mici și servesc drept surse suplimentare de răspândire a speciilor invazive de pești în toată rețeaua hidrografică a țării (de exemplu, *murgoiul-bălțat*, *carasul argintiu*, *soretele ș.a.*). Utilizarea în aceste ecosisteme antropizate a metodei biomanipulării și biomeliorării cu specii răpitoare de pești trebuie efectuată la densități foarte bine stabilite și de preferință cu vârste mai mici, cu cel

puțin un an, comparativ cu celelalte specii de ciprinide valoroase economic. Într-un iaz de creștere a *crapului de două veri* pot fi populați 100–150 de *șalăi* de o vară și 100–200 de *somni* de o vară, iar într-un obiectiv piscicol în care se crește *crap de trei veri* se pot utiliza 40–60 de *șalăi* de două veri și 15–20 bucăți de *somn*, toți raportați la un hectar luciu de apă. Puietul de *știucă* se utilizează numai în condițiile în care iazul este suficient invadat cu *sorete*, *caras argintiu* sau *moș-de-Amur*, iar rezultatele scontate se așteaptă în termeni limitați. Popularea cu puiet de *știucă* în vârstă de 6–8 săptămâni se face la o densitate de 250 exp. la hectar luciu apă, astfel încât toamna se pot recolta indivizi de 200–300 g și de 22–25 cm lungime. La vârste mai înaintate, *știuca* (la doi ani, aceasta poate deja atinge 0,5–1 kg) poate ingera prăzi de dimensiuni considerabile (aproximativ 1/3 din lungimea propriului corp), de aceea, efectivul său trebuie redus semnificativ în obiectivele piscicole de creștere în policultură [9].

În prezent, în cadrul Centrului pentru Cercetare a Resurselor Genetice Acvatice "ACVAGENRESURS" s-au elaborat și aplicat metode eficiente de reproducere, în condiții industriale a speciilor ihtiofage native cu valoare economică sporită, ca *somnul* și *știuca*, fiind obținute deja numeroase generații viabile ce pot fi comercializate pentru potențialii piscicultori-antreprenori [26].

Majorarea ponderii speciilor ihtiofage de pești (*șalău*, *știucă*, *somn*, *avat ș.a.*) în ecosistemele naturale trebuie să vizeze și măsuri de optimizare a structurii de vârstă a populațiilor existente, neadmițându-se extragerea peste limită a grupelor medii și superioare de vârstă (ca fiind cei mai importanți reproducători și consumatori de specii cu ciclul vital scurt). În acest sens, în legislația națională trebuie inclusă, pe lângă definiția existentă "dimensiune minimă admisibilă", formula "maximă admisibilă pentru pescuit". Totodată, trebuie limitat numărul exemplarelor capturate și majorate cuantumul prejudiciilor în caz de suprapescuit.

- **Efectuarea pescuirilor ameliorative în lupta cu speciile invazive de pești.** Pentru unele specii invazive care se pot concentra în masă în anumite perioade ale ciclurilor ontogenetice (mai ales cele cu instincte migraționiste bine dezvoltate), este rațional să se organizeze pescuiri ameliorative cu năvodul pentru puiet, ce ar oferi randamente maxime și eforturi minime pentru capturare. De exemplu, pescuitul *ghidrinului* în martie-aprilie, pe timp de noapte, în sectorul Nistrului medial (or. Soroca – s. Naslavcea) în zona de litoral (mai ales la gurile afluenților sau în golfulețe), folosind ca stimul de atragere sursele de iluminare, produce un rezultat selectiv foarte bun, fără a se afecta puietul altor specii de pești. În acest scop, s-a elaborat și brevetat un dispozitiv de iluminare autonomă [7]. Pentru concentrarea cârdurilor numeroase de *ghidrin* se pot folosi și lanterne simple îndreptate cu fasciculul luminos difuz în zona de capturare, instalate pe stative la intervale de aproximativ 10 metri pe linia de mal. De asemenea, metoda a dat

rezultate foarte bune pentru speciile de *gingirică* și *aterină-mică-pontică*, pescuite în perioada concentrării lor în masă în canalele de evacuare a apei folosite pentru răcire în lacul refrigerent Cuciurgan.

- ***Controlul genetic al speciilor invazive.*** Dezvoltarea tehnicilor de obținere a unor pești triploizi sterili este o măsură preventivă de mare perspectivă la speciile alogene valoroase economic, la care poliploidia indusă va avea un efect bioproductiv net superior, iar în caz că unele exemplare vor evada în apele naturale, ele nu vor putea influența negativ populațiile locale de pești. Pentru a se obține triploizi, se acționează prin anumiți factori stresogeni (fizici, chimici) în timpul când cromozomii omologi ai oocitului formează la ecuator placa metafazică II (diviziunea ecvatională), distrugându-se, în așa fel, fusul de diviziune și respectiv, compromițând desprinderea și migrația lor spre poli. O altă cale simplă și foarte eficientă de sporire a producției de carne de pește cu riscuri minime de biocontaminare este creșterea populațiilor monosex [151, 306].

- ***Amendarea sau adoptarea actelor normative speciale cu reglementări mai clare și sancțiuni mai severe privind importul și manipulările cu specii alogene.*** Aceste măsuri legislative au devenit deosebit de necesare în perioada actuală, când multe obiecte noi ale acvaculturii sunt importate în țară în mod arbitrar. Mai mult decât atât, legislația națională trebuie să încurajeze activitățile de creștere a speciilor autohtone de pești (*somnul european, linul, crapul european, vârezubul, șalăul, știuca, sturionii, mihalțul ș.a.*) prin instrumente speciale de relaxare fiscală (taxe și impozite mai mici sau eliminarea lor totală pe o perioadă determinată de timp, compensații, subvenții ș.a.) și limitarea oricăror activități de import sau de creștere a speciilor străine [240].

Ghidându-ne la experiența internațională acumulată în domeniul dat, în această chestiune, ar fi binevenită aprobarea unui Program național de acțiuni concrete privind supravegherea, prevenirea și combaterea “poluării biologice” cu specii alogene de hidrobionți. Acest program, în mod obligatoriu, ar trebui să reflecte următoarele sarcini interdependente:

- a. Elaborarea și adaptarea actelor legislative și a documentelor normative privind prevenirea pătrunderii și răspândirea speciilor periculoase și alogene de hidrobionți, cât și supravegherea strictă a introducerilor de noi obiecte ale acvaculturii;
- b. Organizarea monitoringului sistemic asupra diversității biologice în bazinele acvatice și crearea bazei de date privind speciile alogene de pești;
- c. Aprecierea și pronosticarea riscului introducerii speciilor alogene de pești;

- d. Elaborarea și implementarea metodelor științifico-practice de prevenire și diminuare a riscului/consecințelor introducerii intenționate/accidentale a organismelor alogene periculoase.

5.4. Preîntâmpinarea și combaterea proceselor de "înflorire", "îmburuienare" și colmatare rapidă a ecosistemelor acvatice

Un ecosistem reabilitat nu trebuie să fie identic cu un ecosistem similar neperturbat, nu trebuie să conțină neapărat aceleași specii dominante, aceeași diversitate a speciilor, aceeași productivitate sau aceleași ritmuri de reciclare a nutrienților. Totuși, pentru ca ecosistemul să fie viabil și autonom, trebuie restabilite mai întâi capacitățile sale funcționale. Astfel, orice ecosistem acvatic este supus în timp procesului natural de "îmbătrânire", în ultima fază, până la înmlăștinire și secare totală (terestrializare). Pentru a se evita sau încetini aceste urmări grave, au fost elaborate unele recomandări științifico-practice, metodele utilizate, fiind grupate în câteva categorii:

1. Lucrări de prevenire vizează, în primul rând, preîntâmpinarea colmatării rapide a numeroaselor acumulări de apă de pe râurile mici. Pentru reducerea aportului de aluviuni în aceste acumulări de albie, și pentru a evita înmlăștinirea, trebuie controlată problema eroziunii. Astfel, eroziunea versanților sau a terenurilor agricole din amonte poate fi stăpânită, după caz, prin împăduriri (perdele de protecție a albiilor sau a digurilor cu lățimea de 30–40 m și distanța de la linia malului de 30–50 m), înierbări, brăzduiri, reținerea apei pe versanți (valuri de pământ, canale de nivel, terase), stingeri de torenți și regularizări. În cazul inundațiilor mari, apele cu un conținut ridicat de aluviuni pot fi dirijate prin canale de ocolire. Trebuie supravegheată riguros eroziunea în avalul acumulării, care poate deveni oricând amonte pentru o altă acumulare.

La proiectarea obiectivelor acvatice, trebuie prevăzută posibilitatea alimentării cu apă prin canale laterale ce se unesc cu râul, și nu prin curgere directă (cum sunt majoritatea lacurilor de la noi), iar numărul construcțiilor hidrotehnice să fie limitat la maxim.

De asemenea, din grupa măsurilor preventive folosite în iazuri, se mai pot menționa: 1) vidarea periodică și discuirea vetrei pentru a facilita mineralizarea mълului acumulat (în sistem extensiv de creștere, o dată la 15–20 de ani). Locurile în care apa bălțește se nivelează dacă este posibil, dacă nu, se amendează cu CaO , Ca(OH)_2 sau cu CaOCl_2 pentru distrugerea eventualilor agenți patogeni și a celor de "înflorire a apei"; 2) în perioada vegetativă în scopuri profilactice, se recomandă tratarea cu var o dată la 4–5 ani; 3) folosirea rațională a nutrețurilor în cantități bine dozate și în zone special amenajate (la mese); 4) respectarea normelor de populare cu material piscicol; 5) folosirea, în cantități științific argumentate, a îngrășămintelor minerale și organice; 6) menținerea optimală a nivelului apei și a schimbului de apă în obiectiv; 7) aerarea

periodică a obiectivelor piscicole prin stimularea reacțiilor de mineralizare, micșorarea formei amoniacale a azotului și majorarea celei nitratice; 8) îngrijirea (curățarea) surselor de alimentare cu apă (izvoare, pâraie, râulețe ș.a.).

Pentru limitarea inputurilor, păstrarea unei stări ecologice favorabile în biotop și obținerea unei producții piscicole de înaltă calitate, peștele trebuie hrănit, în primul rând, cu o hrană ce se găsește în mod natural în iazuri și în heleșteie. În cazul când nu sunt disponibile cantități suficiente, se folosesc furaje ecologice de origine vegetală, crescute de preferință în ferma respectivă. O metodă foarte eficientă și rentabilă economic de hrănire suplimentară a peștelui cu hrană animală de înaltă calitate este elaborată și brevetată în cadrul Laboratorului de Ihtiologie și Acvacultură, și care constă în instalarea la suprafața apei a unui dispozitiv cu surse luminescente (una la hectar luciu de apă) pentru atragerea insectelor zburătoare [7]. Noaptea, aceste surse luminoase vor funcționa (timp de 6–8 ore) concentrând insectele pe suprafața apei (zborul cel mai activ se constată între orele 22⁰⁰–24⁰⁰, la o temperatură nu mai mică de 15°C), pe când ziua, acumulatorii vor fi încărcate cu ajutorul panourilor fotovoltaice. Prin urmare, cu ajutorul luminii și al energiei regenerabile, se va majora producția piscicolă de înaltă calitate și se va evita poluarea organică și colmatarea bazinului, iar în ecosistemele naturale, acest dispozitiv va fi util în pescuirile ameliorative și în combaterea bioinvaziilor piscicole.

2. Ameliorarea biologică cu ajutorul speciilor macrofitofage și fitoplanctonofage de pești.

Diverse studii trofologice constată că rolul hotărâtor în limitarea proliferării algelor planctonice și a macrofitelor într-un ecosistem acvatic îl joacă organismele zooplanctonice mari și vertebratele fitoplanctonofage/macrifitofage, nu și populațiile zooplanctonice mici cu o capacitate de filtrare mult inferioară [67, 68, 163]. Speciile meliorative de pești care luptă cu fenomenul ”îmburuienării excesive și înfloririi algale”, sunt *cosașul macrofitofag* și *sângerul fitoplanctonofag*. Norma de populare a puietului de *cosaș* și *sânger* se face în conformitate cu zonarea piscicolă de pe teritoriul țării (IV, V, VI) și depinde, în mare parte, de gradientii hidrochimici, de potențialul bazei trofice naturale din ecosistem, de caracteristicile puietului folosit la populare, de cantitatea și structura pe specii existente deja în biotop ș.a. [133, 145, 212].

În lacurile de acumulare mari din Republica Moldova (în special Dubăsari, Ghidighici, Costești-Stânca ș.a.), popularea trebuie făcută cu următoarele specii ameliorative și economic valoroase de pești, și în următoarele cantități (Tabelul 5.2.):

Tab. 5.2. Norma de populare a speciilor ameliorative (la 1 ha luciu de apă) pentru lacul de acumulare Dubăsari, Ghidighici și Costești-Stânca²

Specia (puiet)	Grupa de vârstă a puietului	Greutatea medie un exemplar (g/ex)	Cantitatea (ex/ha)	Greutatea totală (kg/ha)
Crap	0+/1 an	25	60	1,5
Sânger și Novac ¹	0+/1 an	25	100	2,5
Cosaș	0+/1 an	25	100	2,5
	1+/2 ani (subdezvoltat)	250	50	12,5
Sp. ihtiofage (șalău, somn, știucă)	0+/1 an	50	50	2,5
Total			360 ex/ha	21,5 kg/ha

Notă: ¹ – raportul cantitativ între *sânger* și *novac* este de 80-90% *sânger* / 10-20% *novac*; ² – pentru l.a. Costești-Stânca, norma de populare cu *cosaș* trebuie redusă cu 50%

Norma de populare constituie 16,34 tone de puiet de pește în l.a. Ghidighici, 82,60 tone – în l.a. Costești-Stânca² și 145,12 tone – în l.a. Dubăsari. În condiții de stagnare a ramurii pisciculturii naționale și de suspendare legală a activității pescuitului industrial, populările cu această cantitate de pește se pot efectua odată la 3-4 ani cu antrenarea părților limitrofe (în baza acordurilor de colaborare existente). Pentru speciile ihtiofage de pești (*somnul*, *șalăul*, *știuca*), în caz că este dificil de asigurat cantitatea necesară de puiet de vârstă 0+/1, se poate opțional efectua populări cu alevini în cantitate de 2–2,5 mii exp./ha luciu apă, sau cu icre embrionate la densități prestabilite de 4–6 mii exp./ha.

Având în vedere prezența în cantități semnificative a speciilor răpitoare facultative de pești în lacurile de acumulare mari (în special a *bibanului de litoral*), sunt binevenite populările cu puiet de un an, cu greutatea corpului nu mai mică de 25–30g și cu puiet subdezvoltat de doi ani (200–300g). Un avantaj suplimentar în cazul populării cu puiet bine dezvoltat este minimizarea efectului negativ de pătrundere a acestora în zona de acțiune a turbinelor hidrocentralelor electrice. Perioada cea mai favorabilă de populare cu puiet este toamna (octombrie-noiembrie) sau primăvara (sfârșitul lunii martie – începutul lunii aprilie), la o temperatură a apei de 8–12°C. Primăvara, în această perioadă, se finalizează deja reproducerea naturală a *bibanului* și a *știucii*, și în decurs de două-trei săptămâni, aceste specii sunt mai puțin active din punct de vedere trofic. Puietul de *cosaș* și *sânger* posedă la această temperatură o mobilitate suficientă pentru a evada de la răpitori și a se hrăni activ.

Pentru sectoarele de albă, în scopul majorării producției piscicole, recomandăm în primul rând, optimizarea potențialului de autoreproducere a speciilor native economic valoroase de pești (creându-le condiții normale pentru reproducerea naturală), și dacă e cazul – se poate interveni

prin populări cu specii care sunt insuficient reprezentate în nivelurile trofice locale (specii ihtiofage, malacofage, fitofage).

3. Ameliorarea mecanică și chimică a ecosistemelor deja afectate. Dacă, totuși, s-a ajuns în situația de colmatare avansată, se iau măsuri de corectare, cum ar fi excavarea, dragarea și ”spălarea” aluviunilor. Pentru limitarea răspândirii macrofilelor în larg se fac lucrări de adâncire a zonei de litoral la normele recomandate. Măslul organic extras ulterior (și tratat corespunzător) poate fi folosit cu succes în agricultura ecologică. De asemenea, pentru eliminarea mecanică a excesului de macrofite se utilizează coase, boroane, greble, role cu țepi ș.a. Dacă obiectivul acvatic nu este mare, atunci tăierea vegetației se face cu o coasă obișnuită, cât mai aproape de rădăcina plantei. În sezonul vegetativ se fac trei-patru cosiri, iar biomasa vegetală se scoate pe mal cu ajutorul greblelor cu cozi alungite. Dacă suprafața obiectivului acvatic este mare, se folosesc utilaje specializate de diferite construcții și de la diverși producători. Laboratorul Ihtologie și Acvacultură al Institutului de Zoologie a elaborat un dispozitiv de cosire a vegetației submerse care este tras de o barcă cu motor și care constă dintr-un cadru metalic în formă de triunghi așezat pe „tălpi de sanie”, având laturile laterale cu tășuri zimțate de lungimea 1,5 m. La efectuarea lucrărilor cu acest dispozitiv nu se recomandă cosirea, în termeni restrânși, a suprafețelor mari, pentru a preîntâmpina consecințele negative de descompunere a cantităților mari de biomasă vegetală în apă și a dispune de timp suficient pentru evacuarea în trepte.

În practica gospodăriilor piscicole, pentru combaterea ”înfloririi apei”, se aplică diverse metode chimice tradiționale, cum ar fi tratarea cu pulbere de var nestins direct în apă, utilizarea sulfatului de cupru (în multe țări, acesta este interzis din cauza toxicității crescute) și a peroxidului de hidrogen (H_2O_2). În cazul aplicării sulfatului de cupru ($CuSO_4$) ca algicid, se recomandă 10–12 kg/ha/an (0,1–0,6 mg/l apă), distribuit prin aspersare în trei reprize a câte 3–4 kg/ha. Peroxidul de hidrogen (cu concentrația de 35%) este extrem de eficient (în plus, se degajă o cantitate semnificativă de oxigen), dacă este administrat în cantități de 0,2 ml/l. Tratamentul se va face gradat, pe porțiuni de bazin de 1/3 din suprafața luciului de apă. În caz de poluare organică semnificativă, se aplică 5–8 kg/ha de hipoclorit de calciu $Ca(ClO)_2$ direct în apă, iar peste o săptămână, procedura se repetă.

Cea mai accesibilă după preț și mai inofensivă pentru hidrobionți este tratarea apei cu pulbere de var nestins (CaO). În funcție de parametrii hidrochimici ai apei, amendarea cu var se face în felul următor: suprafața lacurilor (de exemplu, l.a. Ghidighici) se împarte în șase-opt părți egale și, cu ajutorul distribuitorului, se tratează câte două-trei părți pe zi (până la 25% din suprafața luciului). Doza de var la o tratare variază în funcție de gradul de înămolire a ecosistemului, pH-ul apei, temperatură, concentrația de oxigen etc. Pentru l.a. Ghidighici s-a

stabilit o doză unică de 50–70 kg/ha. Fiecare etapă a procesului de amendare durează patru-cinci zile, până la acoperirea suprafeței totale. Ulterior procesul se repetă peste zece zile până, la atingerea dozei totale finale de 280–350 kg/ha de CaO, dar poate varia în funcție de dinamica parametrilor monitorizați. Odată cu creșterea pH-ului, cantitatea administrată trebuie micșorată. După tratarea obiectivelor acvatice cu algicide, se iau toate măsurile tehnologice necesare pentru îndepărtarea rapidă a algelor moarte, prin recircularea ușoară a apei sau aspirarea acestora în zonele de concentrare.

În prezent, majoritatea fermierilor sunt programați pe obținerea unor producții cât mai mari pe unitatea de suprafață, neglijând, de cele mai multe ori, calitatea în detrimentul cantității. În pofida acestui fapt, în ultima perioadă se observă creșterea cerințelor consumatorilor față de calitatea și siguranța alimentară, cât și față de bunăstarea mediului înconjurător. De aceea, o producție acvicolă ecologică este o soluție bună, combinând cele mai bune practici de mediu, un nivel înalt al biodiversității și produse de înaltă calitate [61] (Tabelul A. 21.1.). Cele mai semnificative deosebiri în acvacultura ecologică față de cea clasică (convențională) sunt: 1. creșterea peștilor se face în sistem extensiv, bazat pe cerințele naturale ale speciilor cultivate, pe când în acvacultura convențională – pe cale intensivă, bazată pe productivitate și profit economic maximal; 2. medicina veterinară din sistemul ecologic folosește metodele preventive, bazate pe stimularea rezistenței naturale (de exemplu, utilizarea probioticelor), iar în sistemul convențional sunt folosite metodele curative bazate pe utilizarea preventivă a antibioticelor.

Trebuie menționat faptul că ramura pisciculturii în Republica Moldova se găsește, în perioada actuală, într-o stare profundă de stagnare, de aceea politica actuală de sector ar trebui să se concentreze pe următoarele aspecte: 1) Îmbunătățirea sistemului de comercializare (evidența capturilor și contabilizarea transparentă); 2) Instruirea continuă a producătorilor din acvacultură cu cele mai bune practici; 3) Asigurarea sănătății și bunăstării hidrobionților; 4) Ameliorarea continuă a materialului piscicol prin obținerea raselor înalt productive, rezistente la condiții abiotice nefavorabile și la boli infecțioase; 5) Încurajarea metodelor de reproducere artificială a speciilor native valoroase economic (*somn*, *șalău*, *știuca*, *vârezub*, *plătică ș.a.*); 6) Asigurarea protecției mediului înconjurător; 7) Asigurarea sănătății alimentare a populației.

La sfârșitul acestei lucrări, trebuie de menționat că comunitatea științifică anticipă riscurile și amenințările posibile asupra mediului înconjurător, dar responsabilitatea de a lua măsuri în vederea prevenirii sau diminuării acestora revine fiecărui cetățean în parte al acestui stat.

Concluzii la capitolul 5

Recomandările de redresare și ameliorare a stării ihtiofaunei din bazinul fl. Nistru și r. Prut includ:

1. Reconstrucția habitatelor speciilor de interes comunitar și extinderea ariilor protejate de stat. Creșterea gradului de împădurire a fâșiilor de protecție a râurilor.
2. Reducerea poluărilor și interzicerea lucrărilor de degradare a integrității hidrobiotopice.
3. Perioada de prohibiție anuală trebuie deplasată cu o lună mai devreme, de la 1 martie până la 15 iunie, pentru protejarea speciilor cu reproducere timpurie (*știuca*, *avatul*, *văduvița*, *scobarul*, *zborișul ș.a.*) și pentru asigurarea migrațiilor prereproductive la speciile cu perioadă medie de reproducere.
4. Pentru lacurile de acumulare Dubăsari și Costești-Stânca, este recomandată asigurarea, în măsura posibilităților, a creșterii constante a nivelului apei în timpul perioadei de reproducere (pentru inundarea boiștilor), micșorarea treptată a nivelului apei cu un metru în luna iulie, și o micșorare repetată înainte de stabilirea podului de gheață. Această dinamică anuală a regimului hidrologic va permite asigurarea succesului reproducerii a diferitelor specii de pești, dezvoltarea și creșterea puietului în condiții optimale, mineralizarea și dezinfectarea substratului reproductiv și acoperirea cu vegetație acvatică a boiștilor, pregătindu-le pentru viitorul an reproductiv.
5. În sectoarele de albie este recomandat ca, imediat după topirea podului de gheață, să se efectueze curățarea (spălarea) boiștilor de resturile de vegetație moartă prin asigurarea unui flux maximal al debitului timp de patru-cinci zile consecutive (de exemplu, în fl. Nistru – 700-800 m³/s în aval de lacul Novodnestrovsk). Ulterior, timp de măcar două luni (15 aprilie – 15 iunie), trebuie menținut un nivel al apei pe cât posibil de ridicat, ceea ce va permite inundarea luncilor și ieșirea facilă a reproducătorilor și a puietului de la boiști.
6. Monitorizarea mai strictă a activității de pescuit și înăsprirea sancțiunilor existente.
7. Reproducerea în captivitate și repopularea fl. Nistru și r. Prut cu specii indigene de pești de importanță ameliorativă, conservativă și economică (*sturionii*, *vârezubul*, *mihalțul*, *somnul*, *linul*, *sabița*, *morunașul*, *știuca*, *șalăul ș.a.*).
8. Folosirea mai activă a speciilor ihtiofage, malacofage și fitofage de pești în calitate de amelioratori biologici.
9. Efectuarea pescuitului ameliorativ al speciilor cu potențial invaziv major (*caras argintiu*, *sorete*, *murgoi-bălțat*, *ghidrin*, *osar*, *gingirica*, *aterina-mică-pontică ș.a.*).
10. Colaborarea mai strânsă la nivel interstatal și interinstituțional în domeniul protecției și gestionării resurselor piscicole.

CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI

1. Ihtiofauna ecosistemelor acvatice naturale ale Republicii Moldova în cea mai mare măsură este influențată de factorii naturali și cei antropici (fragmentarea habitatelor, pescuit excesiv, deversări de poluanți, efectul indirect asupra climei, translocarea speciilor alogene ș.a.). Sub aspect succesional, se constată ”majorarea artificială” a bogăției de specii pe contul proceselor active de autoexpansiune secundară și de translocare antropocoră [20].
2. În pofida îmbogățirii artificiale a diversității specifice, crește viteza de substituție a speciilor-cheie și frecvența de apariție a fenomenului de superdominanță. Conform concepției piramidei stabilității ecosistemice, la acțiunea de mai departe a fluctuațiilor gradientilor de mediu, în concurs cu presingul înalt al pescuitului ilicit, vor fi avantajate speciile generaliste oportuniste, reprezentate prin numeroase forme ecologice locale de talie mică și medie (*carasului argintiu*, *babușca*, *soretele*, *bibanul ș.a.*) [11].
3. Investigațiile efectuate în ecosistemele acvatice naturale ale Republica Moldova pe parcursul anilor 2006-2019 au scos în evidență o diversitate ihtiofaunistică constituită din 82 de specii, aparținând la 12 ordine și 19 familii: *Petromyzontidae* (1 sp.), *Acipenseridae* (2 sp.), *Salmonidae* (1 sp.), *Cyprinidae* (38 sp.), *Gobiidae* (10 sp.), *Cobitidae* (8 sp.), *Percidae* (6 sp.), *Clupeidae* (3 sp.), *Gasterosteidae* (2 sp.), *Esocidae* (1 sp.), *Balitoridae* (1 sp.), *Siluridae* (1 sp.), *Lotidae* (1 sp.), *Sygnathidae* (1 sp.), *Atherinidae* (1 sp.), *Centrarchidae* (1 sp.), *Odontobutidae* (1 sp.), *Cottidae* (2 sp.), *Umbridae* (1 sp.).
4. Investigațiile efectuate în bazinul fluviului Nistru pe parcursul anilor 2006-2019 au scos în evidență 76 taxoni făcând parte din 11 ordine și 18 familii: *Petromyzontidae* (1 sp.), *Acipenseridae* (2 sp.), *Esocidae* (1 sp.), *Cyprinidae* (35 sp.), *Gobiidae* (10 sp.), *Cobitidae* (7 sp.), *Balitoridae* (1 sp.), *Percidae* (6 sp.), *Clupeidae* (3 sp.), *Gasterosteidae* (2 sp.), *Siluridae* (1 sp.), *Lotidae* (1 sp.), *Sygnathidae* (1 sp.), *Atherinidae* (1 sp.), *Centrarchidae* (1 sp.), *Odontobutidae* (1 sp.), *Cottidae* (1 sp.), *Umbridae* (1 sp.). Din numărul speciilor identificate 14 specii de pești sunt incluse în Cartea Roșie a Republicii Moldova (ed. III), la grupa speciilor de pești cu potențial economic putem atribui 22 specii, iar din grupa celor alogene și interveniente constatăm 24 de taxoni.
5. Investigațiile efectuate în bazinul râului Prut pe parcursul anilor 2010-2019, au scos în evidență o diversitate ihtiofaunistică constituită din 59 specii de pești, atribuite la 11 ordine și 16 familii: *Ord. Petromyzontiformes*, *fam. Petromyzontidae* (1 sp.); *Ord. Acipenseriformes*, *fam. Acipenseridae* (2 sp.); *Ord. Salmoniformes*, *Fam. Salmonidae* (1 sp.), *Ord. Clupeiformes*, *fam. Clupeidae* (1 sp.); *Ord. Esociformes*, *fam. Esocidae* (1 sp.); *Ord. Cypriniformes*, *fam. Cyprinidae* (28 sp.), *fam. Balitoridae* (1 sp.), *fam. Cobitidae* (6 sp.); *Ord. Siluriformes*, *fam. Siluridae* (1 sp.); *Ord. Gadiformes*, *fam. Lotidae* (1 sp.); *Ord. Gasterosteiformes*, *fam. Gasterosteidae* (2 sp.); *Ord.*

Sygnathiformes, fam. *Sygnathidae* (1 sp.); Ord. *Perciformes*, fam. *Percidae* (6 sp.), fam. *Gobiidae* (5 sp.), fam. *Centrarchidae* (1 sp.), fam. *Odontobutidae* (1 sp.). Din numărul speciilor identificate 12 specii de pești sunt incluse în Cartea Roșie a Republicii Moldova (ed. III), la grupa speciilor de pești cu potențial economic putem atribui 19 specii, iar din grupa celor alogene și interveniente menționăm 17 taxoni.

6. Cea mai bogată ihtiofaună s-a constatat în cursurile inferioare ale fluviului Nistru și râului Prut, grație zonei de ecoton. În direcția amonte, se majorează ponderea speciilor reofile de pești, dar scade valoarea diversității specifice și a biomasei piscicole [20].
7. Fluviul Nistru cedează râului Prut după ponderea speciilor de pești cu diverse statute de raritate (naționale și internaționale) [11].
8. De la începutul secolului XX până în prezent, în ecosistemele acvatice naturale ale Republicii Moldova s-au semnalat peste 40 taxoni de origine alogenă și intervenientă, dintre care 4 specii sunt considerate alogene naturalizate, 21 specii – introducente și 15 – interveniente. Cel mai mare grad de biocontaminare cu specii invazie de pești în condițiile Republicii Moldova se constată în ecosistemele râurilor mici și în fluviul Nistru [12].
9. Printre idioadaptările speciilor invazive de pești, care le-au asigurat progresia biologică evidentă în condițiile Republicii Moldova, pot fi menționate: dimensiunile mici, durata scurtă de viață, maturizarea sexuală timpurie, metabolismul generativ intens, depunerea porționată a icrelor și perioada lungă de reproducere, polifilia sau modurile specifice de reproducere (ostacofilia, punga incubatorie), reducerea fazelor larvare, grija accentuată față de urmași, oportunismul trofic, mobilitatea înaltă în aplicarea strategiilor de tip *r* sau *K* (cu dominarea strategiei populaționale de tip *r*), rezistența la alternarea gradientelor de mediu, toxicorezistența [20].
10. Conform protocolului FISK (Fish Invasiveness Screening Kit), cele mai periculoase specii invazive de pești în condițiile Republicii Moldova sunt considerate: *carasul argintiu* (41 puncte), *moșul-de-Amur* (38 puncte), *soretele* (34 puncte) și *murgoiul-bălțat* (34 puncte). Din grupa speciilor interveniente de pești, cele mai periculoase pentru starea structural-funcțională a ihtiocenozelor locale sunt considerate următoarele: *undrea* (30 puncte), *ciobănașul* (28 puncte), *ghidrinul* (27 puncte), *aterina-mică-pontică* (27 puncte), *gingirica* (27 puncte), *stronghilul* (26 puncte), *osarul* (25 puncte), *mocănașul* (23 puncte), *moaca-de-brădiș* (23 puncte), *guvidul-de-baltă* (22 puncte).
11. A fost evaluat potențialul reproductiv la unele specii alogene și interveniente de pești prin intermediul investigațiilor histologice (*soretele*, *moșul-de-Amur*, *murgoiul-bălțat*, *ghidrinul*, *undrea*, *guvidul-de-baltă*, *stronghilul*, *ciobănașul*). S-a demonstrat că acestea posedă o reproducere porționată (până la patru porții de icre depuse). Cu creșterea gradientului termic se constată reducerea rapidă a perioadei de dezvoltare a oocitelor din generațiile succesive. În perioada

finală a creșterii trofoplasmatice, la majoritatea speciilor investigate vitelusul oocitar ocupă un volum semnificativ și se află într-o stare de omogenizare avansată [214, 216, 218].

12. Excesul de biomasă a speciilor de talie mică și a *dreissenidelor*, creează premise favorabile de ameliorare a populațiilor speciilor ihtiofage și malacofage de pești, precum *somnul*, *crapului*, *șalăul*, *vârezubul*, ș.a. Ca factori limitativi menționăm pescuitul ilicit, condițiile instabile în perioada reproducerii naturale și efectul poluator.

Recomandările de redresare și de ameliorare a stării ihtiofaunei din bazinul fluviului Nistru și râului Prut, includ:

- Reconstrucția habitatelor speciilor de interes comunitar și extinderea ariilor protejate de stat. Creșterea gradului de împădurire a fâșiilor de protecție a râurilor.
- Reducerea poluărilor și interzicerea lucrărilor de degradare a integrității hidrobiotopice.
- Perioada de prohibiție anuală trebuie deplasată cu o lună mai devreme, de la 1 martie până la 15 iunie, pentru protejarea speciilor cu reproducere timpurie (*știuca*, *avatul*, *văduvița*, *scobarul*, *zborișul* ș.a.) și pentru asigurarea migrațiilor prereproductive.
- Pentru lacurile de acumulare Dubăsari și Costești-Stânca, este recomandată asigurarea, în măsura posibilităților, a creșterii constante a nivelului apei în timpul perioadei de reproducere (pentru inundarea boiștilor), micșorarea treptată a nivelului apei cu un metru în luna iulie, și o micșorare repetată înainte de stabilirea podului de gheață.
- În sectoarele de albie este recomandat ca, imediat după topirea podului de gheață, să se efectueze curățarea (spălarea) boiștilor de resturile de vegetație moartă prin asigurarea unui flux maximal al debitului timp de patru-cinci zile consecutive (de exemplu, în fl. Nistru – 700-800 m³/s în aval de lacul Novodnestrovsk). Ulterior, timp de măcar două luni (15 aprilie – 15 iunie), trebuie menținut un nivel al apei pe cât posibil de ridicat, ceea ce va permite inundarea luncilor și ieșirea facilă a reproducătorilor și a puietului de la boiști.
- Monitorizarea mai strictă a activității de pescuit și înăsprirea sancțiunilor existente.
- Reproducerea în captivitate și repopularea fluviului Nistru și a râului Prut cu specii indigene de pești de importanță ameliorativă, conservativă și economică (*șalăul*, *somnul*, *știuca*, *văduvița*, *plătica*, *morunașul*, *vârezubul*, *mihalțul*, *mreana*, *cega* ș.a.) [6, 8].
- Colaborarea mai strânsă la nivel interstatal și interinstituțional în domeniul protecției și gestionării durabile a resurselor piscicole.

Bibliografie:

Surse în limba română

1. ANTIPA, Gr. Fauna ihtiologică a României. București, 1909. 289 p.
2. BĂNĂRESCU, P. Fauna Republicii Populare Române: Pisces – Osteichthyes. Ed. Academiei Republicii Populare Române, 1964. 959 p.
3. BĂNĂRESCU P. Situația actuală a ihtiofaunei de apă dulce a României sub aspect faunistic, taxonomic și al protecției. În: Studia Universitatis „Vasile Goldiș” Arad, Seria Științele Vieții, nr. 14, 2004. pp. 7-11. ISSN: 1584-2363
4. BILEȚCHI, L. Contribuția diferitor grupuri de hidrobionți în monitoringul apelor de suprafață. În: Materialele conf. internaționale „Managementul integral al resurselor naturale din bazinul transfrontalier al fluviului Nistru”. Chișinău, 2004. pp. 49-51. ISBN 978-9975-66-503-2
5. BOTNARIUC, N., VĂDINEANU, A. Ecologie. Ed. did. și ped., București, 1982. 444 p.
6. Brevet de invenție MD Nr. 1112 din 31.01.2017. CREPIS, O., USATÎI, M., **BULAT, DM.**, BULAT, DN., USATÎI, A. Instalație pentru incubarea icrelor embrionate de pești pelagofili în condițiile curentului de apă.
7. Brevet de invenție MD Nr. 1207 din 24.01.2018. **BULAT, DM.**, CREPIS, O., USATÎI, M., BULAT, DN., USATÎI, A. Dispozitiv de atragere a insectelor pentru hrănirea peștilor.
8. Brevet de invenție MD Nr. 1272 din 26.12.2017. CREPIS, O., USATÎI, M., **BULAT, DM.**, BULAT, DN., ȘAPTEFRĂȚI, N., USATÎI, A. Instalație pentru incubarea icrelor de pești în condițiile curentului de apă.
9. BUD, I., VLĂDĂU, V., REKA, Șt. Peștii răpitori. Creștere. Înmulțire. Valorificare. Ed. CERES. București, 2007. 496 p.
10. **BULAT, DM.** Diversitatea, structura și starea funcțională a ihtiocenozei lacului de acumulare Vatra (Ghidighici) în condițiile ecologice actuale. Autoreferat la teza de doctor în științe biologice, Chișinău, 2009. 28 p.
11. **BULAT, DM.** Ihtiofauna Republicii Moldova: amenințări, tendințe și recomandări de reabilitare. Chișinău: Foxtrod, 2017. 343 p. ISBN 978-9975-89-070-0
12. **BULAT, DM.**, BULAT, DN. Sinteza postulatelor ce caracterizează starea ihtiofaunei râurilor mici din Republica Moldova. În: Mediul Ambient. Revistă științifică de informație și cultură ecologică. Chișinău, 2011, nr. 4(58), pp. 19-29. ISSN:1810-9551
13. **BULAT, DM.**, BULAT, DN., TODERAȘ, I., USATÎI, M., FULGA, N. Particularitățile ecologice a speciei invazive *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) în limitele Republicii Moldova. În: Mediul Ambient. Revistă științifică de informație și cultură generală. 2013, nr. 4 (70), pp. 19-26. ISSN:1810-9551
14. **BULAT, DM.**, BULAT, DN., TODERAȘ, I., TODERAȘ, L., FULGA, N., USATÎI, A. Variabilitatea adaptivă a speciei invazive *Carassius gibelio* (Bloch, 1958) în diferite ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova. În: Mediul Ambient. Revistă științifică de informație și cultură generală, 2012, nr. 3(63), pp. 16-24. ISSN:1810-9551
15. BULAT, DN., **BULAT, DM.**, USATÎI, M., UNGUREANU, L., CROITORU, I. Influența construcțiilor hidrotehnice în repartitia spațială a ihtiofaunei de apă dulce a râurilor mici din Republica Moldova (după exemplul r. Cubolta). În: Mediul Ambient. Revistă științifică de informație și cultură generală. Chișinău, 2010, nr. 5(53), pp.19-30. ISSN:1810-9551

16. **BULAT, DM.**, BULAT, DN., TODERAȘ, I., FULGA, N. Invazia ghidrinului – *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758 în fluviul Nistru (limitele Republicii Moldova) și factorii determinanți. În: Studia Universitatis Moldaviae. Seria „Științe reale și ale naturii” 2016. Nr. 6(96), pp. 83-90. ISSN 1857-498X
17. BULAT, DN. Diversitatea ihtiofaunei râului Bâc și căile de redresare a stării ecologice. Autoreferat la teza de doctor în științe biologice, Chișinău, 2009. 29 p.
18. **BULAT, DM.**, TODERAȘ, I., FULGA, N., BULAT, DN., CREPIS, O., ȘAPTEFRAȚI, N., DADU, A. Progresia biologică a guvizilor în Republica Moldova: cauzele determinate și metodele de control numeric. În: Studia Universitatis Moldaviae. Seria „Științe reale și ale naturii” N.1(111) 2018., pp. 48-55. ISSN 1857-498X
19. **BULAT, DM.** Potențialul adaptiv al speciilor bioindicatoare de pești în condiții de poluare antropică persistentă. Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. 2017, 1 (331). pp. 83-89. ISSN 1857-064X
20. **BULAT, DM.**, BULAT, DN., TODERAȘ, I., USATÎL, M., ZUBCOV, E., UNGUREANU, L. Biodiversitatea, Bioinvazia și Bioindicația (în studiul faunei piscicole din Republica Moldova). Chișinău: Foxtrod, 2014, 430 p.
21. CARTEA ROȘIE A REPUBLICII MOLDOVA. Ed. III, Editura „Știința”, 2015. 492 p. ISBN 978-9975-67-998-5
22. CAZAC, V., MIHAILESCU, C., BEJENARU, Gh., GÂLCĂ, G. Apele de suprafață. Resursele acvatice ale Republicii Moldova. Chișinău, Știința, 2007, p. 142. ISBN 9789975672900
23. COZARI, T., USATÎL, M., VLADIMIROV, M. Seria: Lumea animală a Moldovei. Pești. Amfibieni. Reptile. vol. II. Ed. „Știința”. Chișinău, 2003, 150 p. ISBN 978-9975-67-157-8
24. CREPIS, O., USATÎL, M., ȘAPTEFRAȚI, N., USATÎL, A., **BULAT, DM.**, BULAT, DN., CEBANU, A., DADU, A. Starea structural-funcțională a loturilor de reproducători a *scrumbiei de Dunăre* migratoare în fluviul Nistru și dezvoltarea principiilor științifice ale managementului productivității. În: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. 2018, 2 (335), pp. 78-85. ISSN 1857-064X
25. CRISTEA, V., CEAPĂ, C., GRECU, I. Ingineria sistemelor recirculate în acvacultură, Editura Didactică și Pedagogică, București, 2002. 344 p. ISBN 973-30-2785-5
26. CURCUBET, G., DOMANCIUC, V., TÎMCIUC, I. Acvacultura Moldovei: Evoluție și potențial. În: Revista Akademos 2/2016. Chișinău. pp. 1-6. ISSN 1857-0461
27. DAN, MUNTEANU. Probleme de metodologie a conservării biodiversității, cu referire particulară la speciile animale. În: Ocrotirea Naturii, Volumul 46, București, 2010. pp. 11-30. ISSN: 0029-8263
28. DAVIDEANU, GR. ș.a. Ihtiofauna râului Prut. Societatea Ecologică pentru Protecția și Studiarea Florei și Faunei Sălbatică Aquaterra. Societatea Bioremedierii Ecosistemelor Acvatice și Umede „Euribiont”. Iași, 2008, 80 p.
29. DEDIU, I. Tratat de ecologie teoretică, studiu monografic de sinteză. Ed. Balacron. Chișinău, 2007, 258 p. ISBN 978-9975-9759-3-3
30. FLOREA, Luiza, Monitorizarea biologică a ecosistemelor acvatice – indicatorul biotic pește. Edit. Univ. „Dunărea de Jos”, Galați, 2004, 83 p.
31. GAVRILESCU, E. Evaluarea ecosistemelor acvatice. ed. „Sitech”, Craiova, 2008, 311 p. ISBN: 973-746-245-9

32. GAVRILOAE, I., FALKA, I. Considerații asupra răspândirii actuale a murgoiului-bălțat – *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846). În: Brukenthal. Acta Musei, I. 3, Sibiu / Hermannstadt, 2006, pp. 145-151. ISSN: 1842-2691
33. GAVRILOAE, I., CHIȘ, I. Despre originea, răspândirea și situația actuală a speciei - *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) în Europa și România. În: Brukenthal. Acta Musei, I. 3, Sibiu / Hermannstadt, 2006, pp. 109-118. ISSN: 1842-2691
34. GOMOIU, M.-T., SKOLKA, M. Ecologie. Metodologii pentru studii ecologice. Ed. Ovidius University Press, Constanța, 2001, p. 173. ISBN 973-614-001-6
35. HO ANH, Tuan. Ihtiofauna bazinului fluviului Gianh din Vietnam. Autoreferatul tezei de doctor în științe biologice. Chișinău, 2016, p. 34.
36. IACOB, M., PETRESCU-MAG, I. Inventarul speciilor non-native de pești din apele dulci ale României. Ed. Bioflux, Cluj-Napoca, 2000, 89 p. ISBN 978-973-88929-3-4
37. KISELIOVA, O. Ecologia populațiilor și particularitățile reproductive la speciile de pești cu ciclul vital de scurtă durată din sectorul inferior al fluviului Nistru. Autoreferat la teza de doctor în științe biologice, Chișinău, 2009, 27 p.
38. Legislația de mediu a Republicii Moldova. Volumul I-III. Eco-Tiras. Chișinău, 2008. ISBN 978-9975-66-020-4
39. MARTA, A., TODERAȘ, I., **BULAT, DM.**, BULAT, DN., PURCIC, V. Diversitatea speciilor și a biotipurilor hibride din genul *Cobitis* (Teleostei: Cobitidae) din bazinele acvatice ale Republicii Moldova. În: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. 2017, 3 (333), pp. 126-131. ISSN 1857-064X
40. MOȘU, A. Invazia în unele ecosisteme acvatice ale Republicii Moldova a peștelui alogen – *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (*Perciformes: Odontobutidae*). Problemele actuale ale protecției și valorificării durabile a diversității lumii animale: În: Materialele Conferinței a VI-a a Zoologilor din Republica Moldova cu participare internațională (Chișinău, 18-19 octombrie 2007). Chișinău, 2007, pp.170-172. ISBN 978-9975-66-590-2
41. MOȘU, A., TROMBIȚKI I. Peștii Nistrului de Mijloc și de Jos. Ghid al păstrătorilor râului. Chișinău, 2013, 138 p. ISBN: 978-9975-9621-9-3
42. NĂVODARU, I. ș.a. Estimarea stocurilor de pești și pescăriilor. Metode de evaluare și prognoză a resurselor pescărești. Ed. Dobrogea, 2008, 298 p. ISBN 978-973-1839-47-9
43. NEDEALCOV, M. ș.a. Resursele climatice ale Republicii Moldova. Ed. Știința. Chișinău, 2013. 75 p. ISBN 978-9975-67-894-0
44. OȚEL, V. Atlasul peștilor din Rezervația Biosferei Delta Dunării. Ed. Centrul de informare tehnologică Delta Dunării. Tulcea, 2007, 481 p. ISBN 978-973-88117-0-6
45. POSTOLACHE, GH., MUNTEANU, A. ș.a. Rezervația „Prutul de Jos”. Chișinău, 2012, 152 p. ISBN: 978-9975-53-153-5
46. PRICOPE, F., PARAGINĂ, C. Conservarea biodiversității și ecodiversității. Ed. Alma Mater. Bacău, 2013, 134 p. ISBN: 978-606-527-308-5
47. SÎRBU, I., BENEDEK, A. Ecologie Practică. Editura Universitatii Lucian Blaga din Sibiu. ed. 3, 2012, 292 p. ISBN 978-606-12-0311-6
48. SKOLKA, 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. ISBN 973 614 181 0

49. STĂNCIOIU, S., PATRICHE, N., PATRICHE, T. Ihtiologie generală. Ed. Didactică și Pedagogică, R.A. București, 2006, 356 p. ISBN 978-973-30-1527-7
50. ȘERBAN, M., BĂNĂRESCU, P. Analiza numerică a ihtiofaunei din bazinul Dunării și a fluviilor învecinate. În: Actualitate și perspective în biologie. Structuri și funcții în ecosisteme terestre și acvatice. Centru de Cercetări Biologice Cluj-Napoca. Cluj-Napoca, 1985. pp. 121-126.
51. ȘUBERNEȚKI, I., NEGRU, M. Rolul bacteriilor în procesele de producție și destrucție în bazinele Moldovei. În: Diversitatea și ecologia lumii animale în ecosistemele naturale și antropizate. Chișinău, 1997, pp. 141-143.
52. TODERAȘ, I. ș.a. Particularitățile fizico-chimice, biologice și productivitatea lacului de baraj Dubăsari (Republica Moldova). În: Lacurile de acumulare din România. Vol. I. Iași, 1997, pp. 70-74.
53. TODERAȘ, I. ș.a. Indicii funcționali-energetici ai verigilor trofice ale ecosistemelor acvatice principale ale Moldovei și productivitatea piscicolă potențială și industrială. În: Diversitatea și ecologia lumii animale în ecosisteme naturale și antropizate. Chișinău, 1997, pp. 111-114.
54. TODERAȘ, I., ZUBCOV, E., BILEȚCHI, L. Monitoringul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice: Îndrumar metodic/ AȘM, IZ al AȘM, UnAȘM. Chișinău, 2015, 84 p. ISBN 978-9975-66-503-2.
55. TUDOSE, T. "Tradiția, promotoare a pescuitului gălățean" Tipog: Evrica Eurodips, Galați, 2015, 573 p. ISBN 978-973-0-19484-5
56. UNGUREANU, L. Diversitatea și particularitățile funcționării comunităților fitoplanctonice în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova. Autoreferat al tezei de doctor habilitat în biologie. Chișinău, 2011, 64 p.
57. USATÎI, AD., USATÎI, M., ȘAPTEFRAȚI, N., DADU, A. Resursele piscicole naturale ale Republicii Moldova. ed. Balacron, Chișinău, 2016, 124 p.
58. USATÎI, M. Evoluția, conservarea și valorificarea durabilă a diversității ihtiofaunei ecosistemelor acvatice ale Republicii Moldova. Autoreferat al tezei de doctor habilitat în științe biologice, Chișinău, 2004, 48 p.
59. USATÎI, M., USATÎI, A., CREPIS, O., ȘAPTEFRAȚI, N., **BULAT, DM.**, BULAT, DN., TODERAȘ I., CEBANU A., DADU, A. Evaluarea stării resurselor piscicole. Chișinău, Tipogr. "Balacron", 2017, p. 142. ISBN 978-9975-128-92-6
60. USATÎI, M., ȘAPTEFRAȚI, N., **BULAT DM.** ș.a. Starea ihtiocenozelor din ecosistemele acvatice naturale și măsuri de ameliorare. Tipograf. "Balacron". Chișinău, 2018, 48 p. ISBN 978-9975-3255-6-1
61. VETA, N. Cercetări privind conversia sistemelor de producție ale speciei *Cyprinus carpio carpio* Linnaeus 1758, de la tehnologia convențională la cea ecologică. Autoreferatul tezei de doctor. Galați, 2011, 64 p.
62. VLADIMIROV, M., DOLGHII, V. Spectrul trofic al unor pești din sectorul inferior al fl. Nistru. În: Сохранение биоразнообразия бассейна Днестра: Матер. Международ. конф. Кишинев, 7-9 октября 1999 г., pp. 42-43. ISBN 9975-78-023-7
63. ZUBCOV, E. Legitățile migrației biogeochimice și rolul microelementelor în funcționarea ecosistemelor acvatice ale Moldovei. Autoref. tezei de dr. hab. în biol. Chișinău, 1999, 36 p.
64. ZUBCOV, E. Starea actuală a fluviului Nistru. În: Akademos. Revistă de Știință, Inovare, Cultură și Artă. Chișinău, Nr.4(27), 2012, pp. 99-102. ISSN 1857-0461

65. ZUBCOV, N. Legitățile acumulării microelementelor și rolul lor în ontogeneza peștilor ciprinoizi. Autoreferatul tezei de doctor în științe biologice. Chișinău, 2001, 22 p.

Surse în limba rusă

66. АБРАМЕНКО, М.И. Адаптивные механизмы распространения и динамики численности *Carassius auratus gibelio* в Понто-Каспийском регионе (на примере Азовского бассейна). В: Российский Журнал Биологических Инвазий, № 2, 2011. с. 3–27. ISSN 1996–1499
67. АЛИЕВ, Д.С. Роль растительноядных рыб в реконструкции промысловой ихтиофауны и биологической мелиорации водоемов. В: Вопросы ихтиологии, вып. 2 (97), Изд. Наука, Москва 1976, с. 247-262. ISSN 0042-8752
68. АЛИМОВ, А.Ф., БОГАТОВ, В.В., ГОЛУБКОВ, С.М. Продукционная гидробиология. Из-во «Наука», Москва 2013, 339 с. ISBN 978-502-038360-9
69. БАКАНОВ, А.И., КИЯШКО, В.И., СМЕТАНИН, М.М., СТРЕЛЬНИКОВ, А.Г. Уровень развития кормовой базы и рост рыб В: Вопр. ихтиологии. 1987. Т. 27, вып. 1, с. 609–617. ISSN 0042-8752
70. БАТРАЕВА, М.Н. К биологии амурского чебачка. В: Биология водоемов Казахстана. Алма-Ата, 1970. с. 18-20.
71. БЕРГ, Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. М. Л. Изд. АН СССР, 1948-1949. ч. 1-3, 1381 с.
72. БОГДАНОВА, Е.А. Паразиты рыб как биоиндикаторы токсикологической ситуации в водоеме. Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства (ГосНИОРХ), Санкт-Петербург, 1993, с. 24.
73. БОГУЦКАЯ, Н.Г., НАСЕКА, А.М. Каталог бесчелюстных и рыб пресных и солоноватых вод России с номенклатурными и таксономическими комментариями. Товарищество научных изданий КМК. Москва, 2004, с. 389. ISBN 5-87317-177-7
74. БОДАРЕУ, Н.Н. Динамика рыбного населения и популяций отдельных видов в реконструированных водоемах бассейна Днестра. Автореф. диссерт. доктора биол. наук. Москва, 1993, 66 с.
75. БОРИСОВ, В.М. Селекционное влияние промысла на структуру популяций длиноцикловых рыб. В: Вопросы ихтиологии, том 18, вып. 6-ой (113), Изд. Наука, Москва, 1978, с. 1010-1018. ISSN 0042-8752
76. БРАУНЕР, А.А. Заметки о сельдевых Черного и Азовского морей. Кишинев, 1912. с. 168.
77. БРУМА, И.Х., БУРНАШЕВ М.С. Рыбные ресурсы низовьев Днестра и их воспроизводство в современных условиях. В: Биогидроресурсы бассейна Днестра, их охрана и рациональное использование. Изд. Штиинца. Кишинев, 1980, с. 159-177.
78. БРУМА, И.Х., БУРНАШЕВ, М.С. Экология нереста и воспроизводства проходной сельди в условиях зарегулированного стока Днестра В: Биологические основы рыбного хозяйства Молдавии. Кишинев, Штиинца, 1978, с. 89–107.
79. БРУМА, И.Х., ВЛАДИМИРОВ, М.З. Рыбные запасы естественных водоемов Молдавии, их охрана и воспроизводство. Охрана природы Молдавии, Вып. 10, Изд.-во «Штиинца», 1972, с. 11-19.

80. БРУМА, И.Х., УСАТЫЙ, М.А., ШАРАПАНОВСКАЯ, Т.Д. Изменение ихтиофауны среднего Днестра под воздействием Днестровского гидроузла. В: Эколого-Экономические проблемы Днестра. Одесса, 1997, с. 28-30.
81. БУЛАТ, ДМ. Е., БУЛАТ, ДН. Е. Ерш дунайский – *Gymnocephalus baloni* Holčík Et Hensel, 1974 новый вид для ихтиофауны Молдовы. В: Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології. Тези IV Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції. Одесса, Фенікс, 2011, с. 43-45. УДК: 597.215(061).
82. БУЛАТ, ДМ., БУЛАТ, ДН. Рыбы-интервенты в водных экосистемах Республики Молдова. Зоологические Чтения. В: Материалы Международной научно-практической конференции, посвящённой памяти профессора И. К. Лопатина. 14-16 марта, Гродно, 2013, с. 61-64. ISBN 978-985-515-623-0
83. БУЛАТ, ДМ., БУЛАТ, ДН. Чужеродные виды рыб в экосистемах Республики Молдовы. В: Материалы V ихтиологической научно-практической международной конференции, посвященной памяти И. Д. Шнаревича. Чернивецкий национальный университет имени Юрия Федьковича, 13-16 сентября, Черновцы 2012, с. 42-45.
84. БУЛАТ, ДН., БУЛАТ, ДМ. Разнообразие ихтиофауны малых рек Республики Молдова. В: Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології. Тези IV Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції. Одесса, Фенікс, 2011. с 45-48. УДК: 597.215(061).
85. БУРНАШЕВ, М.С. К характеристике нерестовых популяций днестровских сельдей В: Научная конфер. проф.- препод. состава КГУ по итогам НИР за 1971 год. Кишинев, 1971.
86. БУРНАШЕВ, М.С., ДОЛГИЙ, В.Н., ЕПУР, В.В. Морфо-экологическая характеристика морской иглы *Syngnathus nigrolineatus* (Eichwald) водоёмов разного типа. В: Комплексное использование водоёмов Молдавии. Кишинев, 1980, с. 88-93.
87. БУРНАШЕВ, М.С., РАКИТИНА, Н.П. Состояние кормовой базы рыб и возможная рыбопродуктивность низовьев Днестра после зарегулирования В: Ученые записки Тираспольского гос. пед. института. Т. 17, 1970, с. 121-138.
88. БУРНАШЕВ, М.С., ЧЕПУРНОВ, В.С., ДОЛГИЙ, В.Н. Рыбы и рыбный промысел р. Днестр. В: Ученые записки Кишиневского государственного университета, 1954, Т. XIII, с. 17-40.
89. БУРНАШЕВ, М.С., ЧЕПУРНОВ, В.С., РАКИТИНА, Н.П. Рыбы Дубоссарского водохранилища и вопросы развития рыбного промысла в нем. В: Ученые записки Кишиневского Государственного Университета, 1955, Т. 20, с. 25-37.
90. БЫЗГУ, С.Е., ДЫМЧИШИНА-КРИВЕНЦОВА, Т.Д., НАБЕРЕЖНЫЙ, А.И., ТОМНАТИК, Е.Н., ШАЛАРЬ, В.М., ЯРОШЕНКО, М.Ф. Дубоссарское водохранилище (Становление и рыбохозяйственное значение). Изд. Наука, Москва, 1964, 230 с.
91. ВАСИЛЬЕВА, Е.Д. Рыбы Черного Моря. Изд. ВНИРО. Москва, 2007, 237 с. ISBN 978-5-85382-347-1
92. ВЕХОВ, Д.А. Некоторые проблемные вопросы биологии серебряного карася *Carassius auratus s.lato* В: Научно-технический бюллетень лаборатории ихтиологии ИНЭНКО, 2013. Вып. 19. с. 5-38. ББК 28.693.32
93. ВИНОГРАДОВ, В.К., ЗОЛотова, З.К. Влияние белого амура на экосистемы водоемов. В: Гидробиологический журнал, 1974, вып. 2, с. 90–98.
94. ВЛАДИМИРОВ, М.З., ТОДРАШ, И.К. Эффективность использования рыбами продукции зообентоса в Дубоссарском водохранилище. В: Биогидроресурсы бассейна Днестра, их охрана и рациональное использование. Изд. Штиинца, Кишинев, 1980, с. 152-159.

95. ВОВК, П.С., СТЕЦЕНКО, Л.И., Рыбы-фитофаги в экосистеме водохранилищ. Изд. Наукова Думка, Киев, 1985, с. 134.
96. ВОРОНЕНКОВА, Л.Д. О рыболовстве древних поселений Приднестровья (III-I тыс. л. до н. э.). В: Вопросы ихтиологии. Т. 4. Вып. 3. М., 1964, с. 599-602. ISSN 0042-8752
97. ГЕРАСИМОВ, Ю.В. Поведенческие механизмы трофической дифференциации у рыб-бентофагов В: Вопр. Ихтиологии, 2012. № 1, с. 96–115. ISSN 0042-8752
98. ГЕРАСИМОВ, Ю.В. Рыбы Рыбинского водохранилища: популяционная динамика и экология, изд. Филигрань, Ярославль, 2015, 418 с. ISBN 978-5-906682-31-4
99. ГОЛОВАНОВ, В.К., и др. Температурные адаптации рыб верхней и средней Волги В: Современное состояние биоресурсов внутренних водоемов и пути их рационального использования. Казань, 2016, с. 257-265. ISBN 978-5-91648-035-1
100. ГРИМАЛЬСКИЙ, В.Л. Биология водоемов бассейна реки Прут. В: Гидробиологические и рыбохозяйственные исследования водоемов Молдавии Вып. I. Изд. Картя Молдовеняскэ, Кишинев 1970. с. 3-78.
101. ГРИМАЛЬСКИЙ, В.Л. Очерк рыбного хозяйства р. Прут. Кишиневский Сельскохозяйственный Институт им. М.В. Фрунзе. Кишинев, 1958, 143 с.
102. ДАВЫДОВ, О.Н. и др. Видовое разнообразие паразитов рыб, непреднамеренно интродуцированных в водоёмы Украины, В: Сборник Зоологического Музея № 42, Киев, 2011, с. 3-12.
103. ДЖИМОВА, Н.Д. Паразиты рыб как биоиндикаторы санитарного состояния водоемов (Рецензирована). В: Вестник Адыгейского государственного университета. Серия 4: Естественно-математические и технические науки, Выпуск № 1, 2009, с. 84-87. ISSN 2410-3225
104. ДОЛГИЙ, В.Н. Ихтиофауна Днестра и Прута (современное состояние, генезис, экология и биологические основы рыбохозяйственного использования). Изд. Штиинца. Кишинев, 1993, 323 с.
105. ДОЛГИЙ, В.Н., РАКИТИНА, Н.П., ГАВРИЛИЦА, Л.А. Характеристика ихтиофауны Гидигичского водохранилища. В: Экологические и физико-биохимические исследования растений и животных. Кишинев, 1977, с. 104-113.
106. ЕЛОВЕНКО, В.Н. Морфо-экологическая характеристика ротана *Perccottus glehni* Dyb. в границах естественного ареала и за его пределами. Автореф. диссерт. канд. биол. наук. М.: ВНИИПРХ, 1985, 24 с.
107. ЗАЛОЗНЫХ, Д.В. Контроль за ротаном в рыбоводных прудах Горьковской области. В: Сборник трудов ГосНИОРХа, Вып. 217, 1984, с. 95-102.
108. ЗАМБРИБОРЩ, Ф.С. Сравнительное исследование размерного, весового состава и роста рыб низовьев рек и лиманов северо-западной части Черного моря. В: Вопросы Ихтиологии. Изд. «Наука». 1967, Том 7, Вып.2(43), с. 258-268. ISSN 0042-8752
109. ЗАМБРИБОРЩ, Ф.С., ШУМИЛО, Р.П. Солнечная рыба в Днестре. В: Природа 1953. № 10, с. 119.
110. ЗАЩУК, А. Материалы для географии и статистики России, собранные офицерами Генерального штаба. Бессарабская область, часть первая. СПб., 1862, 582 с.
111. ЗЕЛЕНИН, А.М., БОДАРЕУ, Н.Н., КАРЛОВ, В.И., ФУЛГА, Н.И. Рост и половое созревание белого и пестрого толстолобика в Нижнем Днестре. В: Современное состояние экосистем рек и водохранилищ бассейна Днестра. Кишинев, 1986, с. 125 -130.

112. ЗИНОВЬЕВ, Е.А., МАНДРИЦА, С.А. Методы исследования пресноводных рыб. Пермь, 2003, 115 с. ISBN 5-7944-0384-5
113. ЗУБКОВА, Е., ЗУБКОВА, Н., БИЛЕЦКИ, Л., **БУЛАТ, ДМ.**, БУЛАТ, ДН. Мониторинг накопления тяжёлых металлов в рыбной продукции. В: Materialele congresului VII al fiziologilor din Republica Moldova, 27-28 septembrie, 2012, pp. 395-400. ISBN 978-9975-62-323-0
114. ЗУБКОВА, Е.И., ЗУБКОВА, Н.Н., ТУРЯТКО, И.П., ШУБЕРНЕЦКИЙ, И.В., ПЕРНАЙ, В.И. Дальневосточная кефаль пелингас *Mugil soiuu* Basilewsky – новый перспективный вид прудового рыбоводства. В: Вопросы рыбного хозяйства Беларуси. Сб. науч. трудов. Вып. 24. РУП «Институт рыбного хозяйства». Минск, 2008, с. 89-90. ISBN 978-985-6929-22-2
115. ЗУБКОВА, Н. Закономерности накопления и роль микроэлементов в онтогенезе рыб. Ed. Știința, Chișinău, 2011, 88 p. ISBN 978-9975-67-753-0
116. ЗУБКОВА, Н.Н. Уровень накопления металлов в гидробионтах как показатель качества воды водоемов и водотоков. В: Вода и здоровье 2001, Сб.науч.статей. Одесса, 2001, с. 86-89.
117. ЗЮГАНОВ, В.В. Фауна СССР. Рыбы. Том 5. Семейство колюшковых (*Gasterosteidae*) мировой фауны. Ленинград. «Наука», 1991, с. 261
118. ИВАСИК, В. М. О центре распространения карпа и его паразитофауне. В: Вопросы ихтиологий. Том 8, вып. 2(49). Изд. Наука. Москва, 1968, с. 342-349. ISSN 0042-8752
119. ИСАЕВ, А.И., КАРПОВА Е.И. Рыбное хозяйство водохранилищ. Изд. Агропромиздат. Москва, 1989, 255 с.
120. КАРАБАНОВ, Д.П. Генетические адаптации черноморско-каспийской тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840) (Actinopterygii: Clupeidae). Воронеж: Изд-во «Научная книга», 2013, 179 с. ISBN 978-5-98222-808-6
121. КАРАБАНОВ, Д.П., КОДУХОВА, Ю.В., КУЦОКОНЬ, Ю.К. Экспансия амурского чебачка *Pseudorasbora parva* (Cypriniformes, cyprinidae) в водоемы Евразий. В: Вестник Зоологий № 44 (2), Киев, 2010, с. 115-124. ISSN 0084-5604
122. КАРЛОВ, В.И., БОДАРЕУ, Н.Н., ЗЕЛЕНИН, А.М. Видовой состав ихтиофауны и структура популяций основных промысловых рыб. В: Экосистема нижнего Днестра в условиях усиленного антропогенного воздействия. Изд. Штиинца. Кишинев, 1990, с. 181-187. ISBN 5-376-00704-9
123. КАРПЕВИЧ, А.Ф. Теория и практика акклиматизации водных организмов. М.: Пищевая пром-сть. 1975, 432 с.
124. КАШУЛИН, Н.А., ТЕРЕНТЬЕВ, П.М., КАШУЛИН, А.Н. Рыбы пресных вод Субарктики как биоиндикаторы. В: Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II. Сборник материалов международной конференции. СПб: Любавич, 2011, с. 2018-224. ISBN 978-5-4386-1403-6
125. КЕССЛЕР, К.Ф. Труды АралоКаспийской экспедиций. Рыбы. Вып. IV. Изд. М. Стасюлевича. Санкт-Петербург, 1877, с. 360.
126. КИРИЛЕНКО, Н.С., ЧИГРИНСКАЯ, Ю.Н. Активность пищеварительных ферментов толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* (Val) (Cyprinidae) при потреблении сине-зелёных водорослей. В: Вопросы ихтиологий. Том 23, вып. 6, Изд. Наука. Москва, 1983, с. 969 - 973.
127. КИРПЕНКО, Ю.А. и др. Токсины сине-зеленых водорослей и организм животного. Изд. Наукова думка. Киев, 1977, 251 с.

128. КИТАЕВ, С.П. Основы лимнологий для гидробиологов и ихтиологов. Редакционно-издательский отдел Карельского научного центра РАН. Петрозаводск, 2007, 395 с. ISBN 966-504-358-7
129. КИШЛЯРУК, В.М. Рыбный промысел как стратегия жизнеобеспечения древних поселений Нижнего Приднестровья. В: Экология древних и традиционных обществ: сборник докладов конференции, вып. 4. Тюмень, 2011, с. 173- 176. ISBN 978-5-89181-063-8
130. КЛАЙДА, М.Л., ЧУГУНОВ, Ю.В. Ихтиотоксикология. Изд. Проспект-Науки. Санкт-Петербург, 2013, 144 с. ISBN: 978-5-903090-87-7
131. КОБЛИЦКАЯ, А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. Изд. Легкая и пищевая промышленность. Москва, 1981, 208 с.
132. КОВАЛЬЧУК, А.Н. Карповые рыбы (Cyprinidae) позднего миоцена юга Украины. Сумы. Изд-во Университетская книга. 2015, 156 с. ISBN: 978-966-680-731-4
133. КОЖОКАРУ, Е.В., ПОЯГ, М. А. Рыбохозяйственное использование водных ресурсов Молдавии. Изд. ЦК КП Молдавии, Кишинев, 1973, 207 с.
134. КОЖОКАРУ, Т.Т., УЛЬЯНОВ В.Н., ДЕРМЕНЖИ П. К вопросу направленного формирования естественной кормовой базы выростных прудов. В: Aquaculture in Central and Eastern Europe: present and future. The II Assembly NACEE, Chisinau, October 17-19, 2011, pp. 111-114. ISBN. 978-0-262-01312-3
135. КОЗЛОВ, В.И. Амурский чебачок - *Pseudorasbora parva* (Schl.) – новый вид ихтиофауны бассейна Днестра. В: Вест. зоол. № 3, Кишинэу, 1974, с. 77–78.
136. КОЗЛОВ, В.И. Эволюционное развитие ихтиофауны Понто-Каспийского региона. В: Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии, 2014. т. 23, № 3, с. 36-42. ISBN 978-5-89575-215-9
137. КОРОБОВ, Р., ТРОМБИЦКИЙ, И., СЫРОДОЕВ, Г., АНДРЕЕВ, А. Уязвимость к изменению климата. Молдавская часть бассейна Днестра.” Elena Poligraf”. Кишинев, 2014, 336 с. ISBN 978-9975-66-397-7
138. КОТЛЯР, О.А. Методы рыбохозяйственных исследований. Рыбное, 2004, 180 с.
139. КРЕПИС, О., УСАТЫЙ, М., СТРУГУЛЯ, О., УСАТЫЙ, А., ШАПТЕФРАЦЬ Н. Изменение биоразнообразия ихтиофауны Кучурганского водохранилища в процессе его экологической сукцессии. В: Управление бассейном трансграничного Днестра в условиях нового бассейнового договора. Материалы Международной конференции, 20-21 сентября, Кишинев, 2013, с. 178-182. ISBN 978-9975-66-353-3
140. КУДЕРСКИЙ, Л.А. Акклиматизация рыб в водоемах России: состояние и пути развития В: Вопр. Рыболовства, 2001. Т. 2, № 1(5), с. 6–85. ISBN 978-5-9907326-7-4
141. КУЗА, А. В. Рыбный промысел в древней Руси. Изд. «Нестор-История», 2016, 320 с. ISBN 978-5-4469-0644-4
142. КУРКУБЕТ, Г. Х., ДОМАНЧУК, В.И., БАРБАЯНИ, Л. Б., БРАТКО, Д. Н. Развитие аквакультуры в Молдове: настоящее и будущее. В: The II Assembly NACEE and the Workshop on the Role of Aquaculture in Rural Development, Chisinau, October 17-19, 2011, p 140-145. ISBN 978-9975-51-293-0.
143. ЛЕБЕДЕВ, В.Д. Пресноводная четвертичная ихтиофауна Европейской части СССР. М. Изд-во МГУ, 1960, 404 с.
144. ЛЕБЕДЕВА, Н.В., ДРОЗДОВ, Н.Н., КРИВОЛУЦКИЙ, Д.А. Биоразнообразие и методы его оценки. Изд. Московского университета. Москва, 1999, 95 с. ISBN 5-691-01098-0

145. ЛОБЧЕНКО, В. В. Рыбоводство, справочная книга. Изд. Vitalis, Кишинев, 2004, 104 с. ISBN: 9975-78-055-5
146. ЛОБЧЕНКО, В.В., ТРОМБИЦКИЙ, И.Д., ЦУРКАН, А.Н. Ихтиофауна Днестра. В: Академику Л.С. Бергу – 125 лет: Сб. научн. статей. Biotica: Бендеры, 2001, с. 73-79. ISBN: 978-9975-66-054-9
147. ЛУКЬЯНЕНКО, В.И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. Изд. Агропромиздат. Москва, 1987, 240 с.
148. МАКЕЕВА, А.П., ЗАКИ МУХАММЕД, М.И. Размножение и развитие псевдорасборы *Pseudorasbora parva* (Schlegel) водоемов Средней Азии, В: Вопросы ихтиологии, том XXII – ой, вып. I-ый, изд. Наука, Москва, 1982, с. 80-91. ISSN 0042-8752
149. МАЛКИН, Е.М. Принцип регулирования промысла на основе концепции репродуктивной изменчивости популяций. В: Вопросы ихтиологии, 1995. том 35. № 4, с. 537-540. ISSN 0042-8752
150. МАСТИЦКИЙ, С.Э., АДАМОВИЧ Б.В. Оценка потенциальной инвазивности чужеродных видов рыб Беларуси. В: Вопросы рыбного хозяйства Беларуси. Вып. 26, Минск, 2010, с. 250-258. ISBN 978-985-6929-22-2
151. МАХРОВ, А.А., КАРАБАНОВ, Д.П., КОДУХОВА, Ю.В. Генетические методы борьбы с чужеродными видами. В: Российский Журнал Биологических Инвазий, 2014 год, № 2, с. 110-126. ISSN 1996-1499
152. МЕЖЖЕРИН, С.В. Щиповки (Cypriniformes: Cobitidae, Cobitis) водоемов Украины: генетические границы видов и естественная гибридизация. В: Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія, Випуск 25, Киев, 2009, с. 146-154. ISBN 0869-0782.
153. МЕЖЖЕРИН, С.В., КОКОДИЙ С.В. Морфологическая изменчивость и дифференциация китайского, *Carassius auratus*, и серебряного, *Carassius gibelio* карасей (Cypriniformes, Cyprinidae) в водоемах Украины. В: Vestnik zoologii, 43(1), 2009, с. 39-50. ISSN 1684-7318
154. МЕЛЕХОВА, и др. Биологический контроль окружающей среды. Биоиндикация и биотестирования. Изд. Академия. Москва, 2007, 288 с. ISBN 978-5-7695-3560-4
155. Методические указания по оценке численности рыб в пресноводных водоемах. Москва, 1990, 51 с.
156. МИКУЛИН, А.Е. Зоогеография рыб: Учебное пособие. Изд-во ВНИРО. Москва, 2003, 436 с. ISBN 5-85382-273-X
157. МИХЕЕВ, В.Н. Неоднородность среды и трофические отношения у рыб. изд. Наука. Москва, 2006, 191 с. ISBN: 5-02-033938-5
158. МОИСЕЕНКО, Т.И. Воздействие токсичного загрязнения на популяции рыб и механизмы поддержания численности. В: Журнал Экология. № 3, 2010, с. 199-206. ISSN: 0367-0597
159. МОИСЕЕНКО, Т.И. Морфофизиологические перестройки организма рыб под влиянием загрязнения (в свете теории С.С. Шварца). В: Журнал Экология. № 6, 2000, с. 463-472. . ISSN: 0367-0597
160. МОСИЯШ С.С. Пути любительского рыболовства: от древности до наших дней. Санкт-Петербург, ГосНИОРХ, 2012, с. 146. ISBN 978-5-91648-003-0
161. МОШУ, А.Я. Гельминтозы рыб водоёмов Днестровско-Прутского междуречья, потенциально опасные для здоровья человека. Есо-Tiras. Кишинев, 2014, 88 с. ISBN 978-0-8138-1362-2

162. НАБЕРЕЖНЫЙ, А.И., ЗЕЛЕНИН, А.М., ЯЛОВИЦКАЯ, Н.И. О трофических взаимоотношениях растительноядных рыб в водоемах Молдавии. В: Биология и биотехника выращивания растительноядных рыб. Кишинев, 1972, с. 27-42.
163. НАБЕРЕЖНЫЙ, А.И., ЕСАУЛЕНКО, В.А. Зоопланктон и его значение в биотическом круговороте. В: Биопродукционные процессы в водохранилищах – охладителях ТЭС. Изд. Штиинца. Кишинев, 1988, с. 115- 129.
164. НЕЛЬСОН, Д.С. Рыбы мировой фауны. Изд. Либроком. Москва, 2009, с. 880. ISBN 978-5-397-00675-0
165. НИКАНОРОВ, А.М. и др. Мониторинг качества вод: оценка токсичности. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2000, 160 с. ISBN 5-286-01377-5
166. НИКОЛЬСКИЙ, Г.В. Частная ихтиология. Изд. Высшая школа. Москва, 1974, с. 458.
167. НИКОЛЬСКИЙ, Г.В. О биологической специфике фаунистических комплексов и значение их анализа для зоогеографии. В: Очерки по общим вопросам ихтиологии. – М., Л., АН СССР, 1953, с. 65-76.
168. НИКОЛЬСКИЙ, Г.В. Теория динамики стада рыб как биологическая основа эксплуатации и воспроизводства рыбных ресурсов. Изд. Пищевая промышленность. Москва, 1974, 447с.
169. НОВИКОВ, А.В. О некоторых особенностях поведения рыб в периоды высокой численности популяций. В: IV Всероссийская конференция с международным участием «Поведение рыб», Изд. Акварис. Москва, 2010, с. 311-315. ISBN 978-5-901652-13-8
170. ОДУМ, Ю. Основы экологии. Изд. Мир. Москва, 1975. с. 740.
171. ОКСИЮК, О.П., ЖУКИНСКИЙ, В.Н., БРАГИНСКИЙ, Л.П., И ДР. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. В: Гидробиологический журнал, 1993. № 29, с. 62-76.
172. Отв. ред. АЛИМОВА, А.Ф., БОГУЦКОЙ, Н. Г. Биологические инвазий в водных и наземных экосистемах. Товарищество научных изданий КМК. Москва-Санкт-Петербург, 2004, 430 с. ISBN 5-87317-158-0
173. Отв. ред. ГАНЯ, И. Животный мир Молдавии. Рыба. Земноводные. Пресмыкающиеся. Изд. Штиинца, Кишинэу, 1981, с. 27-130
174. Отв. ред. ЗЕЛЕНИН А.М. Биопродукционные процессы в водохранилищах-охладителях ТЭС. Изд. Штиинца. Кишинев, 1988, 270 с.
175. Отв. ред. РЕШЕТНИКОВА, Ю.С. Атлас пресноводных рыб России. В 2 томах. Т. 1. Изд. Наука, Москва, 2003, 379 с. ISBN 5-02-006507-2
176. Отв. ред. РЕШЕТНИКОВА, Ю.С. Атлас пресноводных рыб России. В 2 томах. Т. 2. Изд. Наука, Москва, 2003, 253 с. ISBN 5-02-006507-2
177. ПАВЛОВ Д.С., СКОРОБОГАТОВ М.А. Миграций рыб в зарегулированных реках. Товарищество научных изданий КМК, Москва, 2004, 428 с. ISBN 978-5-9905832-1-4.
178. ПЛЮСНИНА, О.В. Питание Ротана - *Percocottus Glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) в водоёмов естественного и инвазийного ареалов. В: Поволжский экологический журнал. 2008, №2, с. 120-125. ISSN 1684-7318
179. ПОДУШКА, С.Б. Проникновение амурского чебачка - *Pseudorasbora parva* в Азовское море. В: Науч.-техн. бюлл. лаб. ихтиологий ИНЭНКО. Вып. 1. СБб., Изд. Тема, 1999, с. 36 – 37. ISBN 5-7187-0124-5
180. ПОПА, Л.Л. Рыбы бассейна р. Прут. Изд. Штиинца. Кишинев, 1976, 85 с.

181. ПОПА, Л.Л. Рыбы Молдавии. Справочник – определитель. Изд. Картя Молдовеняскэ. Кишинев, 1977, 200 с.
182. ПОПА, Л.Л., МИТРОХИН И. Г. Сукцессионные процессы в ихтиоценозах бассейна Днестра от Л.С. Берга до наших дней (за 100 лет) В: Сборник научных статей. Академику Л.С. Бергу – 125 лет. Бендеры: Есо-TIRAS, 2001, с. 97-100.
183. ПРАВДИН, И.Ф. Руководство по изучению рыб. Москва, «Пищевая промышленность», Москва, 1966, 376 с.
184. РЕШЕТНИКОВ, А.Н. Современный ареал ротана *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) в Евразий. В: Российский журнал биологических инвазий. Вып. 1, 2009, с. 22-34. ISSN 1996–1499
185. РЕШЕТНИКОВ, Ю.С. Аннотированный каталог круглоротых и рыб континентальных вод России. Изд. Наука. Москва, 1998, 220 с. ISBN 5-02-004450-4
186. РОМАНЕСКУ, В.К. Бычковые рыбы водоемов Республики Молдова. В: VII Международная научная конференция «Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона», посвященная 90-летию ЮгНИРО 20-23 июня 2012 г., г. Керчь, с. 171-174. УДК 639.2/.3+574.5 (262.5+262.54)
187. ПРЯХИН, Ю.В., ШКИЦКИЙ, В.А. Методы рыбохозяйственных исследований: учеб. пособ. – Ростов н/Д: Изд-во ЮНЦ РАН, 2008. 256 с. ISBN 978-5-902982-41-8.
188. САБАНЕЕВ, Л. Рыбы России. том – I. Изд. Физкультура и спорт. Москва, 1982, 382 с.
189. САБАНЕЕВ, Л. Рыбы России. том – II. Изд. Физкультура и спорт. Москва, 1984, 575 с.
190. САВИНА, Р.А. Фильтрационное питание белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.). В: Вопросы ихтиологии. Том 5, вып. 1(34), Изд. Наука, Москва, 1965, с. 135-140.
191. САКУН, О.Ф., БУЦКАЯ, Н.А. Определение стадий зрелости гонад и изучение половых циклов. Москва, 1963, 35 с.
192. САЛЬНИКОВ, Л.П., САЛЬНИКОВ, А.Л. Теория динамики численности и проблема перелова. Изд. Дом Астраханский университет, Астрахань, 2012, 137 с.
193. СВЕТОВИДОВ, А.Н. О некоторых факторах, обуславливающих численность сельдевых В: Труды всесоюзной конференции по вопросам рыбного хозяйства. Москва, 1953, с. 99-109.
194. СЕМЕНЧЕНКО, В.П. Принципы и системы биоиндикаций текущих вод. Изд. Орех. Минск, 2004, 124 с. ISBN 985-6716-04-7
195. СЛУЦКОЙ, Е.С. Фенотипическая изменчивость рыб. В: Известия государственного научно-исследовательского озерного и речного рыбного хозяйства. Том 134. Ленинград, 1978, с. 3-132.
196. СЛЫНЬКО, Ю.В., ТЕРЕЩЕНКО, В.Г. Рыбы пресных вод Понто-Каспийского бассейна (Разнообразие, фауногенез, динамика популяций, механизмы адаптаций). М.: Изд-во Полиграф-Плюс. 2014, 328 с. ISBN: 978-5-906644-20-6
197. СНИГИРЁВ, С.М. Динамика видового состава и структурных характеристик ихтиофауны бассейна нижнего Днестра в условиях климато-обусловленных изменений. В: Трансграничное сотрудничество в адаптации бассейна Днестра к изменению климата. Chişinău: Есо-TIRAS, 2011, с. 173-183. ISBN 978-9975-66-254-3
198. СТАТОВА, М.П. Биология серебряного карася *Carassius auratus gibelio* (Bloch) водоёмов Молдавии. Автореферат диссертации. Академия наук Молдавской ССР. Изд. Штиинца, Кишинев, 1968, с. 18.

199. СТАТОВА, М.П. Сравнительные эколого-морфологические исследования некоторых карповых рыб водоемов Молдавии. В: Сб. Особенности репродуктивных циклов у рыб в водоемах разных широт. Изд. Наука, Москва, 1985, с. 99-109.
200. СТАТОВА, М.П. Эколого-морфологические особенности гаметогенеза растительноядных рыб. В: Биогидроресурсы бассейна Днестра, их охрана и рациональное использование. Изд. Штиинца, Кишинев, 1980, с. 203-210.
201. СТАТОВА, М.П., МАРИЦ, А.С. Эколого-морфофизиологическая характеристика печени карповых рыб водоемов Молдавии. В: IV Воесоюз. конф. по экологической физиологии и биохимии рыб: Докл. Вильнюс, 1985, с. 352-353.
202. СТОРОЖЕНКО, С.С., ЛОБЧЕНКО, В.В., БОТЕЗАТ, В.А., ЖИТАРУ, И.А. Селекция толстолобиков в условиях Молдавии. В: Интенсификация товарного рыбоводства Молдавии. Кишинев, 1986, с.141-142.
203. СТРУГУЛЯ, О. Наблюдения над атериной (*Atherina boyeri* Risso, 1810) Кучурганского водохранилища. В: Materialele Conferinței „Managementul Bazinului Transfrontalier Nistru în Cadru Noului Acord Bazinal”. Chișinău, 2013, pp. 396-398. ISBN 978-9975-66-353-3
204. СУВОРОВ, Е. К. Основы ихтиологии. Советская наука, 1948 г., 578 с.
205. ТАНАСИЙЧУК, В.С., ТАНАСИЙЧУК, Л.Н. Адаптивные возможности леща В: Сб. науч. тр. ГосНИОРХ. Л., 1979. Вып. 141, с. 100–118.
206. Типовые методики исследования продуктивности видов рыб в пределах их ареалов. Часть I-V. Вильнюс, 1974-1981.
207. ТОДЕРАШ, И.К. Функциональное значение хирономид в экосистемах водоемов Молдавии. Кишинёв: Штиинца, 1984, 172 с.
208. ТОМНАТИК, Е.Н., ВЛАДИМИРОВ, М.З., КАРЛОВ, В.И., Ихтиофауна малых водохранилищ Молдавии и пути ее направленного изменения. В: Биологические ресурсы водоемов Молдавии, Вып. 2. Изд. Картя молдовеняскэ. Кишинев, 1964, с.131-151.
209. ТОМНАТИК, Е.Н., ВЛАДИМИРОВ, М.З., ОЛЕЙНИКОВА, В.А. О фауне рыб малых рек Молдавии. В: Биол. Рес. Водоемов Молдавии. Изд. АН МССР. Кишинев, 1962, с. 40-49.
210. ТРОМБИЦКИЙ, И.Д., КАХОВСКИЙ, А.Е. О факультативном паразитизме псевдорасборы *Pseudorasbora parva* (Schlegel) в рыбоводных прудах. В: Вопросы ихтиологии, том 27, вып. I-ый. Изд. Наука, Москва, 1987, с. 166-167.
211. ТЮРИН, П.В. Биологические обоснования правил регулирования рыболовства во внутренних водоемах. В: Вопросы ихтиологии. том 8. вып. 3 (50), 1968, с. 473-491.
212. УРСУ, А. Прудовое рыбоводство. Полиграфический комбинат. Кишинев, 2006, 184 с. ISBN 978-9975-908-15-3
213. ФИЛЕНКО, О.Ф., МИХЕЕВА, И.В. Основы водной токсикологии. Изд. Колос. Москва, 2007, с. 143. ISBN 978-5-10-003971-6
214. ФУЛГА, Н., БУЛАТ, ДМ., БУЛАТ, ДН. Морфофункциональная характеристика репродуктивной системы у самок *Carassius gibelio* в водоемах бассейна реки Прут в нерестовый период. В: Transboundary Dniester river basin management in frames of a new river basin treaty. Proceedings of the International Conference. September 20-21, Chisinau, 2013, с. 460-464. ISBN 978-9975-66-591-9.
215. ФУЛГА, Н., КРЕПИС, О., БУЛАТ, ДМ., БУЛАТ, ДН. Динамика промысловых уловов и характеристика репродуктивной системы леща (*Abramis brama*) разных популяций. В: Актуальные проблемы экологии. Мат. VI Межд. Науч.-прак. конф. Гродно, 2010, с. 147-149.

216. ФУЛГА, Н.И., ТОДЕРАШ, И.К., **БУЛАТ, ДМ.Е.**, БУЛАТ, ДЕН.Е., РАЙЛЯН, Н.К. Морфофункциональная характеристика гонад *солнечного окуня* в условия Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: Российский журнал биологических инвазии, Россия. Москва. Изд. МАИК «Наука/Интерпериодика» IF 1,544 № 4. 2018, с. 94-100. ISSN 1996–1499
217. ФУЛГА, Н.И., ТОДЕРАШ, И.К., **БУЛАТ, ДМ.Е.**, БУЛАТ, Д.Е. Морфофункциональная характеристика гонад самок *Rutilus Rutilus Heckeli*, обитающих в водоёмах бассейна Днестра. Актуальные проблемы экологии. В: Материалы VII Международной научно-практической конференции Гродно, 26–28 октября 2011 г. Гродно ГрГМУ, 2011, с 109-111. ISBN 978-985-496-913-8
218. ФУЛГА, Н., ТОДЕРАШ, И., **БУЛАТ, ДМ.**, БУЛАТ, ДН., СИЛИТРАРЬ, А. Морфофункциональная характеристика гонад самок *Syngnathus abaster* Нижнего Днестра. International Conference of Zoologists "Actual problems of zoology and parasitology: achievements and prospects" dedicated to the 100th anniversary from the birth of academician Alexei SPASSKY, Chisinau 13 October 2017, p. 472-473. ISBN 978-9975-66-590-2.
219. ЦЕЙТЛИН, Ю.Г. Паразитический мониторинг – как основа контрольно-санитарного состояния водоемов и качества воды. В: Современные проблемы паразитологии, зоологии и экологии. Калининград, 2004, 72 с. ISBN 5-94826-059-3
220. ЧЕПУРНОВ, В.С., БУРНАШЕВ, М.С., ДОЛГИЙ, В.Н. Материалы по фауне рыб северо-западной части Черного моря. В: Ученые записки Кишиневского государственного университета. 1954. Т. 13 (биологический), с. 3-16.
221. ЧЕПУРНОВА, Л.В. Влияние гидростроительства на популяции рыб Днестра. Кишинев, 1972, 59 с.
222. ЧЕПУРНОВА, Л.В. Закономерности функции гонад, размножения и состояния популяций рыб бассейна Днестра в условиях гидростроительства. Изд. Штиинца. Кишинев, 1991. 163 с. ISBN 5-376-01037-6
223. ЧЕПУРНОВА, Л.В., МАКСИМОВ А.А., ОРОЩУК О.С., КИСЕЛЕВА О.Н., ШУБЕРНЕЦКИЙ А.И. К вопросу о рыбах с коротким жизненным циклом в экосистемах бассейна реки Днестр. В: Проблемы сохранения биоразнообразия Среднего и Нижнего Днестра. Тезисы Международной конференции. Кишинев, 6-7 ноября 1998 г., с. 164-166. ISBN 9975-78-023- 7
224. ШАРАПАНОВСКАЯ, Т. Экологические проблемы Среднего Днестра. Экологическое общество «Biotica». Кишинэу, 1999, 88 с. ISBN 9975-78-025-3
225. ШАТУНОВСКИЙ, М.И., АКИМОВА, Н.В., РУБАН, Г.И. Реакция воспроизводительной системы рыб на антропогенное воздействие. В: Вопросы ихтиологии. т. 36, № 2, 1996, с. 229-238. ISSN 0042-8752
226. ШАТУНОВСКИЙ, М.И., РУБАН, Г.И. АКИМОВА, Н.В. О популяционных онтогенетических механизмах регуляции воспроизводства рыб. Успехи современной биологии. том 127. № 1. 2007, с. 87-96. ISSN: 0042-1324
227. ШАТУНОВСКИЙ, М.И., РУБАН, Г.И. Внутривидовая изменчивость жизненных стратегий бореальных рыб на примере видов с широким ареалом. Известия РАН. Серия биологическая, 2010, № 4, с. 487-497. ISSN: 1026-3470
228. ШИБАЕВ, С. В. Промысловая ихтиология. Санкт-Петербург, 2007. 399 с. ISBN 978-5-903090-06-8.

229. ШУЙСКИЙ, В.Ф., МАКСИМОВА, Т.В., ПЕТРОВ, Д.С. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений В: Сб. научн. докл. VII междунар. конф. "Экология и развитие Северо-Запада России" – С.-Петербург, 2 – 7 авг. 2002 г. – СПб.: Изд-во МАНЭБ, 2002 г., 19 с.
230. ЯКОВЛЕВ, В.Н. История формирования фаунистических комплексов пресноводных рыб. Вопр. ихтиологии. 1964. Т. 4. Вып. 1, с. 10-22.
231. ЯНИШ, Е. Ю., АНТИПИНА, Е. Е. Промысловые рыбы древней Ольвии (I-III вв. н.э.) и ее окрестностей В: Зоолог. Журн. 2013. Т. 92, № 9, с. 1190–1200. ISSN 0044-5134
232. ЯРОШЕНКО, М.Ф. Гидрофауна Днестра. Изд. АН СССР. Москва, 1957, 169 с.
233. ЯРОШЕНКО, М.Ф. Рыбохозяйственное значение малых водохранилищ Молдавии. В: Биологические ресурсы водоемов Молдавии. – вып. II. Изд. Картя Молдовеняскэ. Кишинэу, 1964, с. 3-8.
234. ЯРОШЕНКО, М.Ф., ГАНЯ, И.М., ВАЛЬКОВСКАЯ, О.И., НАБЕРЕЖНЫЙ, А.И. К вопросу об экологии и промысловом значении некоторых рыб Днестра. В: Изв. Молд. филиала АН СССР. 1951, №1 (4), с. 273-295.

Surse în alte limbi

235. ANDRÉ, L. de Magalhães, THIAGO, F. Ratton. Reproduction of a South American population of pumpkinseed sunfish *Lepomis gibbosus* (Linnaeus) (Osteichthyes, Centrarchidae): a comparison with the European and North American population. In: Revista Brasileira de Zoologia. Vol. 22, № 2, 2005, pp. 477-483. ISSN 0101-8175
236. BULAT, D., UNGUREANU, L., **BULAT, DM.** The biological progression of *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782) species in aquatic ecosystem of Republic of Moldova and provocative factors. In: Annual Zoological Congress of “Grigore Antipa” Museum. 19-22 November, Bucharest, 2017, pp. 52. ISSN: 2457-9777
237. **BULAT, DM.**, BULAT, DN., ZUBCOV, E., BILEȚCHI, L. First record of the species *Benthophilus nudus* (Berg, 1898) in the Prut River. International Conference “Environmental Challenges in Lower Danube Euroregion” 25-26 June, Galați. Romania, 2015, p. 34.
238. **BULAT, DM.**, BULAT, DN., DAVIDEANU, A., IRINEL E., POPESCU, DAVIDEANU, GR. Romania – Republic of Moldova joint study concerning the fish fauna in Stânca-Costești reservoir. In: AACL Bioflux 9(3): 2016, pp. 550-563. ISSN 1844-8143
239. CADOTTE, M.W., COLAUTTI, R.I. The ecology of biological invasions: past, present and future In: Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects, Ed. Inderjit. Basel: Birkhauser Verlag, 2005, pp. 19–44. ISBN 978-3-7643-7380-1
240. Clare, SHINE, Nattley, WILLIAMS and Lothar, GÜNDLING. A Guide to Designing Legal and Institutional Frameworks on Alien Invasive Species. IUCN, Gland, Switzerland Cambridge and Bonn, 2000, 138 p. ISBN: 2-8317-0548-7
241. COPP, G. H., FOX, M. G., PRZYBYLSKI, M. Lifetime growth of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced to Europe, relative to native North American population. In: Folia Zool. – 53(3), 2004, pp. 237-254. ISBN: 0139-7893
242. COPP, G.H. Calibration of FISK, an invasiveness-screening tool for nonnative freshwater fishes. In: Risk Analysis, 2009. № 29, pp. 457–467. ISSN 0272-4332

243. CURCUBET, G., DOMANCIUC, V., BARBAIANI, L. Status of fisheries and aquaculture production. In: Review of fishery and aquaculture development potentials in Moldova. Rome: FAO, 2013, 1055/3, pp. 25-30. ISSN 2070-6065
244. 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.
245. ELTON, C. The Ecology of Invasions by Plant and Animals, Chapman and Hall, London, 1958, 375 p.
246. GALIL, B., NEHRING, S., PANOV, V. Waterways as invasion highways – Impact of climate change and globalization. In: Biological Invasions. Ecological Studies Nr.193, Springer, Berlin, 2007, pp. 59–74 ISBN 978-3-540-36920-2
247. HANEL, L., PLESNÍK, J., ANDRESKA, J., LUSK, S., NOVÁK, J., PLÍŠTIL, J. Alien fishes in European waters In: Bulletin Lampetra VII ZO ČSOP VLAŠIM, 2011, pp. 148 – 185. ISSN 1212-1312
248. HOLČÍK, J. Possible reason for expansion of *Carassius auratus* (L.) (Teleostei, Cyprinidae) in the Danube river basin. In: International Revue. Gessellschaft für Hydrobiologie, 65, 1980, pp. 673–679.
249. KARR, J. Biological monitoring environmental assessment: a conceptual framework In: Environmental Management, 1987. Nr. 11, pp. 249–256.
250. KOTTELAT, M., FREYHOF J. Handbook of European Freshwater Fishes. Ed. Delemont, Switzerland, 2007, 646 p. ISBN: 9782839902984
251. MAGURRAN, Anne E. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing Company, 2004. 256 p. ISBN 0-632-05633-9
252. NĂSTASE, A. First record of Amur sleeper *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in the Danube delta (Dobrogea, Romania). In: Acta Ichthyologica Romanica II, 2008, pp. 167-175.
253. NOWAK, M., MENDEL, J., POPEK, W. Morphological characteristics of molecularly identified intergeneric hybrids of *Gobio* and *Romanogobio* gudgeons. Book of abstracts. First International Conference on Fish Diversity of Carpathians, Institute of Zoology, Slovak Academy of Sciences, Bratislava, 2011. pp. 28-29.
254. RANGEL, E. SANTOSL, et al. Reproduction of the non-native fish *Lepomis gibbosus* (Perciformes: Centrarchidae) in Brazil. In: Revista de Biologia Tropical, Vol. 60(3), 2012, pp. 1327-1334. ISSN 0034-7744
255. ROBERT, H. ARMON, OSMO, HANNINEN. Environmental Indicators. Springer Science, New York, 2015, 1068 pp. ISBN 978-94-017-9499-2
256. ROZDINA, D., RAIKOVA-PETROVA, G., MIRTICHEVA, P. Age composition and growth rate of the spawning part of the population of Pontic shad *Alosa immaculata* (Bennett, 1835) in the Bulgarian sector of Danube River, Bulg. In: J. Agric. Sci., Supplement 1: 2013, pp. 118-125. ISSN 1310-0351
257. SHCHERBINA, G. KH., BUCKLER, D. R. Distribution and ecology of *Dreissena polymorpha* (Pallas) and *Dreissena bugensis* (Andrusov) in the Upper Volga basin In: Journal of ASTM international, 2006. Vol. 3, N.4, pp. 426–436. ISSN 0090-3973
258. STEVEN, X. CADRIN, Kevin, D. FRIEDLAND, John R. WALDMAN. Stock Identification Methods. Applications in fishery science. Elsevier Academic Press. USA. Burlington, 2005, 718 p. ISBN: 0-12-154351-X

259. UNGUREANU, L., **BULAT, DM.**, BULAT, DN., UNGUREANU G. Phytophagous fish species and their role in aquatic ecosystems of the Republic of Moldova. In: Book of Abstracts. Annual Zoological Congress of "Grigore Antipa" Museum. 20-23 November, Bucharest, 2013, p. 177. ISSN: 2457-9777
260. USATÎL, M., CREPIS, O., USATÎL, A., ȘAPTEFRAȚI, N., DERMENJI, P., USATÎL, N. Changes in species ratio from ichthyofauna and structure of their areas in the process of ecological succession of Cuciurgan reservoir. In: J. Wetlands Biodiversity, 2014, №4, pp. 113-120. ISSN 2247 – 0506
261. VAN DER VELDE G. et. al. Biological invasions: concepts to understand and predict a global threat in Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation, and Restoration. Eds.: Bobbink R., Verhoeven J.T.A., Whigham D.F. Berlin-Heidelberg: Springer-Verlag, 2006, pp. 61-90. ISSN 0070-8356
262. VASILIEVA, E. D. Main alterations in ichthyofauna of the largest rivers of the northern coast of the Black Sea in the last 50 years. In: A review *Folia Zool.* – 52(4), 2003, pp. 337–358. ISSN: 0139-7893
263. WILSON, J. R.U., DORMONTT, E. E., PRENTIS, P. J., LOWE, A. J., RICHARDSON, D. M. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success In: Trends in Ecology and Evolution, 2009. V.24. N.3, pp. 136-144. ISSN: 0169-5347
264. WOOTTON, R. J. Ecology of Teleost Fishes. In: Chapman and Hall. London, 2011, 404 p. ISBN 978-0-412-84590-1

Surse electronice

265. Allison, W. LENAERTS, Alison, A. COULTER, Zachary S. FEINER and Reuben R. GOFORTH. Egg size variability in an establishing population of invasive silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844). Disponibil: Aquatic Invasions (2015) Volume 10, Issue 4, pp. 449–461 [citat 03.06.2017]. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.4.08>
266. Ana L., NUNES, Elena, TRICARICO, Vadim, E. PANOV, Ana C. CARDOSO and Stelios KATSANEVAKIS. Pathways and gateways of freshwater invasions in Europe. In: Aquatic Invasions (2015) Volume 10, Issue 4, pp. 359–370 [citat 11.04.2016]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.4.01>
267. Bern Protected Species [citat 02.11.2014]. Disponibil: <https://www.coe.int/en/web/bern-convention>
268. BRITTON, JR, GOZLAN, RE, COPP, GH (2011) Managing non-native fish in the environment. Fish and Fisheries 12: 256–274 [citat 14.05.2012]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-2979.2010.00390.x>
269. CAMBRAY, J.A. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalization of alien recreational freshwater fisheries. Hydrobiologia Nr. 500, pp. 217–230 (2003) [citat 03.05.2010]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.1023/A:1024648719995>
270. COSTEDOAT Caroline, GILLES André. Quaternary Pattern of Freshwater Fishes in Europe: Comparative Phylogeography and Conservation Perspective In: The Open Conservation Biology Journal, 2009, 3, pp. 36-48 [citat 17.06.2014]. Disponibil: <https://benthamopen.com/contents/pdf/TOCONSBJ/TOCONSBJ-3-36.pdf>
271. Codul Internațional al Nomenclaturii Zoologice [citat 03.01.2009]. Disponibil: <http://www.nhm.ac.uk/hostedsites/iczn/code/>

272. Convention on biological diversity, Rio de Janeiro, 1992 [citat 05.05.2012]. Disponibil: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>
273. Convention on International Trade in Endangered. Species of Wild Fauna and Flora [citat 03.05.2012]. Disponibil: <http://www.cites.org/eng/app/appendices.php>
274. Determination of relevant indicators for environmental monitoring: a strategy for Europe [citat 07.04.2017]. Disponibil: <http://www.ineris.fr/centredoc/diese-rapport-final-english-nov-2013-1426755273.pdf>
275. Dimitrie, CANTEMIR. Descrierea Moldovei [citat 22.05.2017]. Disponibil: https://ro.wikisource.org/wiki/Descrierea_Moldovei
276. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council [citat 21.02.2016]. Disponibil: http://www.heritagecouncil.ie/fileadmin/user_upload/Policy/External_Policy_Docs/Water_Framework_Directive.pdf
277. Dumitru, CURCĂ. Grigore Antipa și Ion Ciurea, personalități marcante ale ihtiologiei și ihtiopatologiei românești și mondiale [citat 03.09.2018]. Disponibil: <http://studii.crifst.ro/2017.php>
278. European strategy on invasive alien species. Nature and environment, No. 137. Council of Europe Publishing. <https://www.cbd.int/doc/external/cop-09/bern-01-en.pdf>
279. Emmanuelle, SARAT, Emilie, MAZAUBERT, Alain, DUTARTRE, Nicolas, POULET and Yohann, SOUBEYRAN. Invasive alien species in aquatic environments. Practical information and management insights [citat 16.04.2016]. Disponibil: <http://www.gt-ibma.eu/wp-content/uploads/2016/10/EEEvoll-Compleet-UKweb.pdf>
280. Fish Base. A Global Information System on Fishes [citat 10.04.2010]. Disponibil: <http://www.fishbase.org/search.php>
281. Fish to 2030. Prospects for Fisheries and Aquaculture [citat 20.07.2018]. Disponibil: <http://www.fao.org/docrep/019/i3640e/i3640e.pdf>
282. FISHERIES LAW [citat 25.04.2016]. Disponibil: <https://www.hg.org/fisheries-law.html>
283. FLAJSHANS, M., HULATA, G. Common carp – *Cyprinus carpio*. Biology, ecology and genetics [citat 18.01.2017]. Disponibil: <https://www.sfos.uaf.edu/fitc/teaching/courses/fish336/materials/Common%20Carp.pdf>
284. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) [citat 09.11.2010]. Disponibil: <http://www.fao.org/home/en/>
285. Gertrud, HAIDVOGL, Richard, HOFFMANN, Didier, PONT, Mathias, JUNGWIRTH, Verena, WINIWARTER. Historical ecology of riverine fish in Europe [citat 11.09.2016]. Disponibil: Aquat. Sci. (2015) 77, pp. 315–324. DOI 10.1007/s00027-015-0400-0 <https://link.springer.com/article/10.1007/s00027-015-0400-0>
286. Ghid de restaurare ecologica a cursurilor de apa alterate din punct de vedere hidromorfologic [citat 05.06.2017]. Disponibil: http://www.hidro.ro/download/produse/Ghid_vol_1.pdf
287. Gordon, H. COPP, Michael G. FOX, Mirosław, PRZYBYLSKI, Francisco, N. GODINH and Anna, VILA-GISPET. Lifetime growth patterns of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced to Europe, relative to native North American populations [citat 16.05.2016]. Disponibil: <http://ekologia.uni.lodz.pl/przybyl3.pdf>
288. GOZLAN, R.E. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? Fish and Fisheries Nr. 9, pp. 106–115, (2008) [citat 18.06.2014]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-2979.2007.00267.x>

289. GOZLAN, R.E., BRITTON, J.R., COWX, I., COPP, G.H. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* Nr. 76, pp.751-786, (2010) [citată 13.02.2014]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x>
290. Helen, M. POULOS, Barry, CHERNOFF, Pam, L. FULLER and David, BUTMAN. Ensemble forecasting of potential habitat for three invasive fishes. In: *Aquatic Invasions* (2012) Volume 7, Issue 1: pp. 59-72 [citată 04.11.2014].
Disponibil: http://www.aquaticinvasions.net/2012/AI_2012_1_Poulos_etal.pdf
291. Jasminca, BEHRMANN-GODEL, 2004. Evolutionary mechanisms of population divergence in Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) [citată 012.08.2012]. Disponibil: <https://www.researchgate.net/publication/30019662>
292. Jörg, Andreas BRANDNER. Ecology of the invasive neogobiids *Neogobius melanostomus* and *Ponticola kessleri* in the upper Danube River. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie. Technische Universität München. 2014, 150 p. [citată 05.09.2015]. Disponibil: <https://mediatum.ub.tum.de/doc/1175820/1175820.pdf>
293. KELLER, RP, GEIST, J, JESCHKE, JM, KÜHN, I Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe* 23, p.23, (2011) [citată 17.05.2014]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.1186/2190-4715-23-23>
294. Manual for application of the European Fish Index (EFI) [citată 03.02.2015]. Disponibil: https://fame.boku.ac.at/downloads/manual_Version_Februar2005.pdf
295. Marco, MILARDI, Mattia, LANZONI, Mikko, KILJUNEN, Jyrki, TORNIAINEN and Giuseppe, CASTALDELLI. Natural recruitment contributes to high densities of grass carp *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844) in Western Europe. In: *Aquatic Invasions* (2015) Volume 10, Issue 4: pp.439–448 [citată 01.10.2017]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2015.10.4.07>
296. Martin, REICHARD, Karel, DOUDA, Mirosław, PRZYBYŁSKI, Oana, P. POPA, Eva, KARBANOVA, Klara, MATASOVA, Katerina, RYLKOVA, Matej, POLACIK, Radim, BLAZEK and Carl, SMITH. Population specific responses to an invasive species. [citată 16.11.2017]. Disponibil: <http://rspb.royalsocietypublishing.org/>
297. MOLDOVEANU, Marinela, RÎȘNOVEANU, Geta, CHIRIAC, Gabriel. Indici Ecologici pentru monitorizarea și evaluarea stării ecologice a sistemelor lotice [citată 09.06.2016]. Disponibil: http://inhgacercetare.ro/doc/inhga_2011/3-01_333-346_Moldoveanu-Rasnoveanu_INHGA%202011.pdf
298. MOLDOVEANU, Marinela, RÎȘNOVEANU, Geta. Realizări și limite în procesul de monitorizare și evaluare a integrității ecologice a sistemelor lotice [citată 09.06.2016]. Disponibil: http://inhgacercetare.ro/doc/inhga_2010/S3_L04.pdf
299. MUNTEANU, Ioan. Monografia rușilor lipoveni din Brăila. Pescuitul, activitate tradițională. Brăila: Proilavia, 2015, 238 p. ISBN 978-606-8375-63-2 [citată 18.05.2018]. Disponibil: https://www.academia.edu/20225754/MONOGRAFIA_RU%C5%9EILOR_LIPOVENI_DIN_BR%C4%82ILA_Pescuitul_activitate_tradi%C8%9Bional%C4%83
300. NAYLOR, RL, WILLIAMS, SL, STRONG, DR. Aquaculture: A gateway for exotic species. *Science* 294, pp. 1655–1656, (2001) [citată 01.07.2010]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1064875>
301. Nils Van KESSEL, Martin, DORENBOSCH, Jan KRANENBARG, Gerard VAN DER VELDE and Rob S.E.W. LEUVEN. Invasive Ponto-Caspian gobies rapidly reduce the

- abundance of protected native bullhead. In: Aquatic Invasions (2016) Volume 11, Issue 2, pp. 179–188 [citat 01.10.2017]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2016.11.2.07>
302. PRZYBYLSKI, M., ZIEBA, G. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Lepomis gibbosus* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species. NOBANIS [citat 01.02.2014]. Disponibil: https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/l/lepomisgibbosus/lepomis_gibbosus.pdf
 303. REED, SAKAMOTO. Pacific Northwest Aquatic Invasive Species Profile – Grass Carp *Ctenopharyngodon idella* [citat 15.05.2011]. Disponibil: http://depts.washington.edu/oldenlab/wordpress/wp-content/uploads/2013/02/Ctenopharyngodon-idella_Sakamoto.pdf
 304. Regulamentul Uniunii Europene Nr. 11/43 al Parlamentului European și al Consiliului din 22.10.2014 privind prevenirea și gestionarea introducerii și răspândirii speciilor alogene invasive [citat 19.02.2016]. Disponibil: <http://eur-lex.europa.eu/legalcontent/RO/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143&from=EN>
 305. RICHARD, C. HOFFMANN. A brief history of aquatic resource use in medieval Europe Helgoland Marine Research. April 2005, Volume 59, Issue 1, pp. 22–30 [citat 22.12.2010]. Disponibil: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10152-004-0203-5>
 306. RONALD, E. THRESHER, KEITH, HAYES, NICHOLAS, J. BAX, JOHN, TEEM, TILLMANN, J. BENFEY, FRED, GOULD. Genetic control of invasive fish: technological options and its role in integrated pest management Biol. Invasions (2014) 16, Springer, pp. 1201–1216. DOI 10.1007/s10530-013-0477-0 [citat 23.06.2017]. Disponibil: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-013-0477-0>.
 307. Scurt istoric al pescuitului și pisciculturii în lume, în Europa și în România [citat 04.03.2018]. Disponibil: <http://www.scribub.com/timpliber/pescuit/scurt-istoric-al-pescuitului13615.php>
 308. SENA, S. DE SILVA, THUY T. T., NGUYEN, GIOVANNI, M. TURCHINI, UPALI, S. Amarasinghe and Nigel W. Avery Alien Species in Aquaculture and Biodiversity: A Paradox in Food Production [citat 03.05.2017]. Disponibil: <https://pdfs.semanticscholar.org/7db8/f182f8f7412c1a6aab130773226411d2f5e2.pdf>
 309. *Silurus glanis*. Ecological Risk Screening Summary. U.S. Fish and Wildlife Service – Web Version – 8/14/2012 [citat 18.06.2016]. Disponibil: https://www.fws.gov/injuriouswildlife/pdf_files/Silurus_%20glanis_WEB_9-15-2014.pdf
 310. Starea mediului în Republica Moldova în 2007–2010 (Raport Național) [citat 01.11.2012]. Disponibil: http://old.meniu.gov.md/images/documente/starea_mediului/rapoarte/nationale/p1_Raport_RO-IEG_2007-2010.pdf
 311. Strategia de mediu pentru anii 2014-2023 și Planul de acțiuni pentru implementarea acesteia, aprobate prin Hotărârea Guvernului nr. 301 din 24 aprilie 2014 [citat 24.07.2015]. Disponibil: <http://lex.justice.md/index.php?action=view&view=doc&lang=1&id=352740>
 312. The Habitats Directive. EU Nature Legislation [citat 25.06.2010]. Disponibil: http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm
 313. The IUCN Red List of Threatened Species [citat 05.08.2012]. Disponibil: <http://www.redlist.org>
 314. THE GLOBAL INVASIVE SPECIES PROGRAM. September 3, 2009 Corporate and Global Evaluations and Methods. ISBN-13: 978-1-60244-122-4. [citat 03.03.2016]. Disponibil: https://www.researchgate.net/publication/281628154_THE_GLOBAL_INVASIVE_SPECIES_PROGRAM
- TODD, M. KOEL, KEVIN S. IRONS, AND ERIC RATCLIFF. Asian Carp Invasion of

the Upper Mississippi River System [citat 01.04.2015].

Disponibil: http://www.umesc.usgs.gov/reports_publications/psrs/psr_2000_05.html

315. Tracy, ASHENDEN, Anna C. ROOKE and Michael G. FOX. Boldness and dispersal tendency of native and invasive pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*): is spatial sorting creating superior invaders? In: Aquatic Invasions (2017) Volume 12, pp. 311-320 [citat 14.09.2018]. Disponibil: http://www.aquaticinvasions.net/2017/ACCEPTED/AI_2017_Ashenden_etal_correctedproof.pdf
316. TROMBIȚKI, I. Ghid (îndrumar metodologic) pentru gestionarea bazinelor râurilor mici și mijlocii [citat 18.11.2018]. Disponibil: <https://www.eco-tiras.org/books/Ghid%20ro%2003%2004.pdf>
317. TURCHINI, GM., DE SILVA, SS. Bio-economical and ethical impacts of alien finfish culture in European inland waters. Aquaculture International 16, pp.243–272, (2008). [citat 25.06.2010]. Disponibil: <http://dx.doi.org/10.1007/s10499-007-9141-y>
318. WWF. 2016. Living Planet Report 2016. Risk and resilience in a new era. WWF International, Gland, Switzerland [citat 17.02.2017]. Disponibil: http://awsassets.panda.org/downloads/lpr_living_planet_report_2016.pdf
319. Yorick, REYJOL et al. Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish In: Global Ecology and Biogeography, (Global Ecol. Biogeogr.) (2007) 16, pp. 65–75. [citat 12.10.2017]. Disponibil: <https://core.ac.uk/download/pdf/54943667.pdf>
320. Страницы истории рыболовства [citat 09.05.2014]. Disponibil: <http://histfishing.ru>
321. СТРУГУЛЯ О.В., МУСТЯ М.В. Изменение ихтиоценоза Кучурганского водохранилища в историческом плане и современное состояние ихтиофауны водоема. Hydropower impact on river ecosystem functioning: Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019, p.319–326. [citat 09.10.2019]. Disponibil: https://www.eco-tiras.org/books/conferinta_tiraspol_2019.pdf
322. ШАРАПАНОВСКАЯ Т.Д., КАСАПОВА Л.В. Деструктивные изменения ихтиофауны Дубоссарского водохранилища и Ягорлыкской заводи под воздействием агрессивных антропогенных факторов. Hydropower impact on river ecosystem functioning: Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019, p.368-377. [citat 09.10.2019]. Disponibil: https://www.eco-tiras.org/books/conferinta_tiraspol_2019.pdf
323. KOLAR*† Cynthia S. and LODGE M. David. Ecological Predictions and Risk Assessment for Alien Fishes in North America. SCIENCE VOL. 298, 8 NOVEMBER 2002 [citat 09.07.2015]. Disponibil: https://www.researchgate.net/publication/11042878_Ecological_Predictions_and_Risk_Assessment_for_Alien_Fishes_in_North_America
324. HOLČÍK J. Fish introductions in Europe with particular reference to its central and eastern part. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48(1), 1991, p. 13-23. [citat 05.04.2017] Disponibil: https://www.reabic.net/publ/Holcik_1991.pdf

DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII

Subsemnatul, declar pe proprie răspundere că materialele prezentate în teza de doctorat, se referă la propriile activități și realizări, în caz contrar urmând să suport consecințele, în conformitate cu legislația în vigoare.

Bulat Dumitru

24.10.2019

CURRICULUM VITAE

Date personale:

Numele: Bulat
Prenumele: Dumitru
Data și anul nașterii: 31 martie 1981
Locul nașterii: or. Drochia
Naționalitatea: MDA



Studii:

2003-2004 USM, facultatea Biologie și Pedologie, specialitatea Ecologie, Masterat
2004-2007 Academia de Științe a Moldovei, Institutul de Zoologie, Doctorat
2018-2019 Universitatea de Stat "Dimitrie Cantemir", Postdoctorat

Participări în proiecte științifice naționale și internaționale:

proiecte naționale: 06.411.014A; 10.08.079F; 11.817.08.13F; 11.817.08.15A; 11.819.08.04A; 15.817.02.27A; 15.817.02.12F
proiecte internaționale: MIS ETC 1150, MIS ETC 1676, BSB 27, BSB 165.

Participări la manifestări științifice (naționale și internaționale):

„Structura și funcționarea ecosistemelor în zona de interferență biogeografică”, Chișinău, 2008;
„Diversitatea, valorificarea rațională și protecția lumii animale”, Chișinău, 2009; International Conference "Academician Leo Berg – 135", Bender, 2011; The Second Assembly of NACEE (Network of Aquaculture Centres in Central and Eastern Europe) and the Workshop on the Role of Aquaculture in Rural Development, Chișinău, 2011; International Conference of Zoologists "Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity", 2011; Conferința Internațională „Managementul bazinului transfrontalier Nistru în cadrul noului acord bazinal” 20-21 septembrie 2013, Chișinău; Eco-Tiras, 2013; International Symposium dedicated to 75th anniversary of Professor Andrei Munteanu "Sustainable use and protection of animal world diversity", Chișinău, 2014; "Actual problems of protections and sustainable use of the animal world diversity". VIII-th International Conference of Zoologists. 11-12 octombrie, 2013; "Annual Zoological Congress of "Grigore Antipa" Museum, 19-22 noiembrie, București, 2014; International Conference "Academician Leo Berg – 140", Bender, 2016; Conferința internațională "Mediul și schimbarea climei: de la viziune la acțiune", Chișinău, 5-6 iunie 2015; International Conference "Environmental challenges in Lower Danube Euroregion", 25-26 iunie,

2015, Galați, România; Conferința Științifică cu participare internațională, consacrată aniversării celor a 150 ani de la apariția ecologiei ca știință și a 25 de ani de la înființarea institutelor de Ecologie și Geografie: „Probleme ecologice și geografice în contextul dezvoltării durabile a Republicii Moldova: realizări și perspective”, Chișinău, 2016; XI-Internațional Conference of Zoologists ”Sustainable use, protection of animal world and forest management in the context of climate change”, Chișinău, 12-13 octombrie, 2016; Annual Zoological Congress of “Grigore Antipa” Museum, București, 19-22 noiembrie, 2016; Международный семинар по изучению биоразнообразия на базе Варзобской горно-ботанической станции "Кондара", or. Dușambe, 1-7 octombrie 2017 ; International Conference of Zoologists ”Actual problems of zoology and parasitology: achievements and prospects”, dedicated to the 100th anniversary from the birth of academician Alexei SPASSKY, Chișinău, 13 octombrie 2017; Expoziția Internațională Specializată „INFOINVENT-2017”; Simpozionul Național ”Dimitrie Ghika-Comănești”, or. Comănești, România, 4 august 2018; International Symposium dedicated to 70th anniversary of academician Ion Toderaș, 2018; Conferința Științifică Națională cu Participare Internațională ”Integrare prin Cercetare și Inovare”, USM , 8-9 noiembrie 2018; Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, 8-9 octombrie, 2019,

Lucrări științifice și științifica-metodice publicate:

Principalele rezultate la tema tezei au fost prezentate în peste 135 de lucrări științifice, inclusiv: 1 monografie monoautor, 4 monografii colective, 11 articole în reviste din străinătate recunoscute, 42 articole în reviste din Registrul Național al revistelor de profil, 38 articole în culegeri științifice, 16 teze la manifestări științifice din străinătate și 18 în țară, 3 brevete de invenție și 2 îndrumare metodice.

Cunoașterea limbilor:

Limba	Înțelegere		Vorbire		Sciere
	Ascultare	Citire	Participare la conversație	Discurs oral	Exprimare scrisă
l. rusă	C2	C2	C2	C2	C2
l. franceză	B1	B1	B1	B1	B1
l. engleză	B2	B2	B2	B2	B2

Date de contact:

Adresa: Republica Moldova, mun. Chișinău, Bd. Petru Zadnipru 15/2, ap. 69.
 Telefon: (+373 22) 73 99 18
 GSM: (+373) 69 131 501
 E-mail: bulatdm@yahoo.com