МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ РЕСПУБЛИКИ МОЛДОВА
МОЛДАВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
ИНСТИТУТ ЗООЛОГИИ

На правах рукописи

УДК: 574:591.524.11:556.55(478)

ФИЛИПЕНКО СЕРГЕЙ

БИОРАЗНООБРАЗИЕ, КОНЦЕПТУАЛЬНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ БЕНТОСНЫХ СООБЩЕСТВ В ДУБОССАРСКОМ И КУЧУРГАНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩАХ

166.01. ЭКОЛОГИЯ

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени доктора хабилитат биологических наук

Научные консультанты:

академик АН Молдовы,
доктор-хабилитат биологических
наук, профессор **Тодераш Ион**

член-корреспондент АН Молдовы,
доктор-хабилитат биологических
наук, профессор **Зубков Елена**

Автор: **Филипенко Сергей**

КИШИНЭУ, 2023

MINISTERUL EDUCAŢIEI ŞI CERCETĂRII AL REPUBLICII MOLDOVA
UNIVERSITATEA DE STAT DIN MOLDOVA
INSTITUTUL DE ZOOLOGIE

Cu titlu de manuscris
C.Z.U.: 574:591.524.11:556.55(478)

FILIPENCO SERGHEI

DIVERSITATEA ȘI LEGITĂȚILE CONCEPTUALE ALE FUNCȚIONĂRII COMUNITĂȚILOR NEVERTEBRATELOR BENTONICE ÎN LACURILE DE ACUMULARE DUBĂSARI ȘI CUCIURGAN

166.01. ECOLOGIE

Teză de doctor habilitat în ştiinţe biologice

Consultanți științifici:

Dr. hab. în științe biologice,
prof. univ., academician al AŞM **Toderaş Ion**

Dr. hab. în științe biologice,
prof. cercet., membru corespondent al AŞM **Zubcov Elena**

Autor: **Filipenco Serghei**

CHIŞINĂU, 2023

© Филипенко Сергей, 2023

СОДЕРЖАНИЕ

АННОТАЦИЯ (русский, румынский, английский)…… 6
СПИСОК ТАБЛИЦ И РИСУНКОВ……... 9
СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ…….. 14
ВВЕДЕНИЕ……. 15
1 СУКЦЕССИИ БЕНТОСНЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ И ВОЗМОЖНОСТИ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ В КАЧЕСТВЕ БИОЛОГИЧЕСКИХ ИНДИКАТОРОВ ПРИ КОМПЛЕКСНОМ МОНИТОРИНГЕ И ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ
1.1. Исследования зообентоса в естественных, полупроточных водохранилищах и техногенных водохранилищах-охладителях…… 27
1.2. Особенности использования зообентоса в системе биологического мониторинга водных экосистем…… 39
Выводы к главе 1…… 57
2 ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ИССЛЕДОВАННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ БАССЕЙНА РЕКИ ДНЕСТР И МЕТОДОЛОГИЯ ИХ ИССЛЕДОВАНИЯ
2.1. Физико-географическая и экологическая характеристика водохранилищ бассейна реки Днестр (природно-климатические условия, общая гидрохимическая и гидробиологическая характеристика, факторы воздействия)…… 58
2.2. Методология исследований и объем материала……. 73
Выводы к главе 2…… 77
3 РАЗНООБРАЗИЕ, ПРОДУКТИВНОСТЬ И ИЗМЕНЕНИЕ СТРУКТУРНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК СООБЩЕСТВ ЗООБЕНТОСА В ВОДОХРАНИЛИЩАХ БАССЕЙНА ДНЕСТРА ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ
3.1 Современное состояние и многолетняя динамика зообентоса Дубоссарского водохранилища…… 78
3.2. Формирование и современное состояние сообществ донных беспозвоночных техногенного водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС…….. 92
3.3. Генезис гидрофауны и зоогеографический состав зообентоса водохранилищ бассейна Днестра……... 125

Выводы к главе 3…… 137

4 ЗНАЧИМОСТЬ ДОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В ФУНКЦИОНИРОВАНИИ ЭКОСИСТЕМ ВОДОХРАНИЛИЩ БАССЕЙНА ДНЕСТРА

4.1. Место и роль бентосных беспозвоночных в трофических цепях……. 138

4.2. Роль зообентоса в развитии паразитарных сообществ…… 144

4.3. Инвазивные виды донных беспозвоночных водохранилищ Днестра…… 151

4.4. Роль зообентоса в накоплении и миграции металлов……. 162

4.5. Использование зообентоса в биологическом мониторинге водохранилищ, методологические подходы к оценке экологического состояния водных объектов……... 171

4.6. Адаптивный потенциал зообентоса водохранилищ бассейна Днестра…… 183

Выводы к главе 4.…… 197

5 КОНЦЕПЦИЯ ФОРМИРОВАНИЯ И ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЗООБЕНТОСА ВОДОХРАНИЛИЩ БАССЕЙНА ДНЕСТРА В УСЛОВИЯХ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ……. 198

ОБЩИЕ ВЫВОДЫ И ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ…… 211

БИБЛИОГРАФИЯ……. 215

ПРИЛОЖЕНИЯ…….. 244

Приложение 1. Гидрохимические показатели качества воды Кучурганского водохранилища в 2017-2021 гг……... 244

Приложение 2. Таксономический состав зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ……... 245

Приложение 3. Диапазон колебаний концентраций металлов (мкг/габс.сух.массы) в некоторых донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища……. 250

Приложение 4. Акт о внедрении (ЗАО «Молдавская ГРЭС»)……. 251

Приложение 5. Акт о внедрении (ГУП «Дубоссарская ГЭС»)..... 252

Приложение 6. Акт о внедрении (Молдавский государственный университет)..... 253

Приложение 7. Акт о внедрении (Приднестровский государственный университет) 254

Приложение 8. Акт о внедрении (Международная ассоциация хранителей реки «Эко-ТИРАС»)……. 255

Приложение 9. Акт о внедрении (ГУП «Природоохранный центр»)……. 256

ДЕКЛАРАЦИЯ ОБ ОТВЕТСТВЕННОСТИ……. 257

CURRICULUM VITAE…….. 258

АННОТАЦИЯ

Филипенко Сергей - «Биоразнообразие, концептуальные закономерности функционирования бентосных сообществ в Дубоссарском и Кучурганском водохранилищах».
Диссертация на соискание ученой степени доктора хабилитат биологических наук. Кишинэу, 2023.

Структура диссертации: введение, 5 глав, общие выводы и рекомендации, список литеаратуры из 383 наименований, 9 приложений, 214 страниц основного текста, 44 таблицы, 74 рисунка. Полученные результаты опубликованы в 104 научных работах.
Ключевые слова: зообентос, экологический фактор, водная экосистема, биологический мониторинг, гидробионт, адаптивный потенциал, накопление металлов, инвазивный вид, паразитарное сообщество, рыбопродуктивность, изменение климата, трансформация экосистемы.
Область исследования: экология.
Цель исследования: установить концептуальные закономерности изменения структуры и функционирования бентосных сообществ беспозвоночных в водохранилищах бассейна Днестра в условиях изменения климата и антропогенных факторов.
Задачи: исследовать формирование, современное состояние и многолетнюю динамику зообентоса Дубоссарского водохранилища и техногенного водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС; генезис и зоогеографические связи зообентоса; его роль в трофических цепях и потенциальную рыбопродуктивность по зообентосу; роль в развитии паразитарных сообществ; инвазивные виды донных беспозвоночных; изучить роль зообентоса в процессах накопления и миграции металлов; провести биоиндикационные исследования экологического состояния водохранилищ; оценить адаптивный потенциал зообентоса в условиях изменения климата и антропогенных факторов.
Научная новизна и оригинальность работы: Впервые в сравнительном аспекте исследованы биоразнообразие, функционирование и сукцессионные изменения сообществ донных беспозвоночных контрастных водохранилищ бассейна Днестра и установлены концептуальные закономерности изменения структуры и функционирования зообентоса исследованных водных объектов в условиях изменения климата и антропогенных факторов. Исследован генезис и зоогеографические связи зообентоса. Впервые для Кучурганского водохранилища отмечены два новых инвазивных вида - *Dreissena bugensis* и *Rhithropanopeus harrisi*. Установлены роль зообентоса в развитии паразитарных сообществ, накоплении и миграции металлов, трофических цепях и формировании рыбопродуктивности водохранилищ. Дан сравнительный анализ биоиндикационной оценки экологического состояния изученных водных объектов. Исследован адаптивный потенциал зообентоса в условиях трансформации водных объектов. Представлена концепция формирования и функционирования зообентоса водохранилищ бассейна Днестра в условиях воздействия природных и антропогенных факторов.
Решенная научная проблема в диссертации: получены новые *научно обоснованные* знания о донной беспозвоночной фауне двух контрастных водохранилищ Молдовы – объектов гидро- и теплоэнергетики, *что привело к* установлению качественных и количественных закономерностей ее динамики в пространственно-временном аспекте и дать оценку функциональной значимости зообентоса в двух техногенно преобразованных водных экосистемах с различными антропогенными факторами, раскрыть причины, обуславливающие структурные изменения гидробиоценозов, что *позволило* разработать концепцию формирования и функционирования бентосных беспозвоночных гидробионтов водохранилищ бассейна Днестра в условиях воздействия природных и антропогенных факторов.
Принципиально новые результаты для науки и практики были получены путем интегрирования современных экологических методов и подходов в классическую гидробиологическую науку с целью выявления особенностей изменений в сообществах зообентоса и их функционирования в условиях трансформации водных экосистем под воздействием природных и антропогенных факторов, расшифровки механизмов поддержания стабильности экосистемы и разработки устойчивой стратегии эффективного и рационального использования биологических ресурсов поверхностных вод.
Теоретическое значение: полученные результаты вносят вклад в развитие экологии и гидробиологии; установленные закономерности развития сообществ зообентоса служат развитию теории функционирования и устойчивости водных экосистем и углублению знаний о роли сообществ бентосных беспозвоночных в техногенно-преобразованных водных экосистемах в условиях влияния природных и антропогенных факторов, о феномене инвазии беспозвоночных в поверхностные воды.
Прикладная значимость: научные результаты о сукцессионных изменениях, нынешнем состоянии и функционировании зообентоса водохранилищ бассейна Днестра используются в экологическом мониторинге, служат основой для разработки мер в области восстановлении, сохранении и устойчивого использования биологических ресурсов поверхностных вод. Результаты и публикации используются в учебном процессе ВУЗов, в экологическом образовании и воспитании, экспертной деятельности.
Внедрение научных результатов: ЗАО «Молдавская ГРЭС», ГУП «Дубоссарская ГЭС», Молдавским государственным университетом, Приднестровским госуниверситетом, Международной ассоциацией хранителей реки «Эко-ТИРАС», ГУП «Природоохранный центр» (Тирасполь).

ADNOTARE

Filipenco Serghei – „Diversitatea și legitățile conceptuale ale funcționării comunităților nevertebratelor bentonice în lacurile de acumulare Dubăsari și Cuciurgan". Teză de doctor habilitat în științe biologice. Chișinău, 2023.

Structura tezei: introducere, 5 capitole, concluzii generale și recomandări, bibliografie (383 titluri), 9 anexe, 214 pagini conținut de bază, 44 tabele, 74 figuri. Rezultatele au fost publicate în 104 lucrări științifice.

Cuvinte-cheie: zoobentos, factor de mediu, ecosistem acvatic, monitorizare biologică, hidrobiont, potențial de adaptare, acumularea metalelor, specie invazivă, comunitate parazitară, productivitate piscicolă, schimbări climatice, transformarea ecosistemului.

Domeniul de studiu: Ecologie.

Scopul lucrării: Stabilirea legităților conceptuale ale modificării structurii și funcționării comunităților de nevertebrate bentonice din lacurile de acumulare din bazinul hidrografic al fluviului Nistru în condițiile schimbărilor climatice și a factorilor antropici.

Obiectivele cercetării: studiul formării, stării actuale și a dinamicii multianuale a zoobentosului lacului de acumulare Dubăsari și lacului-refrigerent tehnogen al CTE Moldovenești; stabilirea genezei și a relațiilor zoogeografice ale zoobentosului; examinarea rolului nevertebratelor bentonice în lanțurile trofice; calcularea productivității piscicole potențiale a lacurilor de acumulare în baza zoobentosului; determinarea rolului zoobentosului în dezvoltarea comunităților de paraziți; investigarea speciilor invazive de nevertebrate bentonice; analiza rolului zoobentosului în procesele de acumulare și migrare a metalelor; cercetarea stării ecologice a lacurilor de acumulare în baza bioindicației; evaluarea potențialului adaptativ al zoobentosului în condițiile schimbărilor climatice și a factorilor antropici.

Noutatea și originalitatea științifică: Pentru prima data, într-un context comparativ, a fost investigată biodiversitatea, funcționarea și schimbările succesionale în comunitățile de nevertebrate bentonice din lacurile de acumulare de contrast din bazinul hidrografic al fl. Nistru și stabilite legitățile conceptuale ale modificărilor structurale și funcționale ale zoobentosului din corpurile de apă studiate, în condițiile schimbărilor climatice și factorilor antropici. A fost studiată geneza și relațiile zoogeografice ale zoobentosului. Pentru prima dată, au fost înregistrate în lacul-refrigerent Cuciurgan două specii invazive noi - *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) și *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841). A fost identificat rolul zoobentosului în dezvoltarea comunităților parazitare, acumularea și migrarea metalelor, lanțurile trofice și formarea productivității piscicole în lacurile de acumulare. A fost analizată comparativ starea ecologică a corpurilor de apă studiate în baza bioindicației. A fost studiat potențialul de adaptare a zoobentosului în condițiile transformării corpurilor de apă. A fost prezentat conceptul de formare și funcționare a zoobentosului lacurilor de acumulare din bazinul hidrografic al fl. Nistru sub influența factorilor naturali și antropici.

Problemă științifică rezolvată în teză: constă în *fundamentarea ştiinţifică* a cunoștințelor noi despre fauna nevertebratelor bentonice a două lacuri de acumulare contrastante din Moldova – obiecte cu destinație hidro- și termoelectrică, *ceea ce a condus la* stabilirea legităților calitative și cantitative ale dinamicii acesteia într-o perspectivă spațio-temporală, precum și la evaluarea semnificației funcționale a zoobentosului în două ecosisteme acvatice modificate ca rezultat al impactului tehnogen, supuse influenței diferitor factori antropici, amplasate în aceeași zonă natural-climatică, dezvăluirea cauzelor modificărilor structurale ale hidrobiocenozelor, *fapt care a contribuit la* dezvoltarea unui concept privind formarea și funcționarea comunităților de nevertebrate bentonice din lacurile de acumulare din bazinul hidrografic al fl. Nistru sub influența factorilor naturali și antropici.

Rezultate principial noi pentru știință și practică au fost obținute prin integrarea metodelor și abordărilor ecologice moderne în cadrul ştiinţei hidrobiologice clasice, în scopul identificării particularităților schimbărilor în comunitățile de zoobentos, înțelegerii funcționării acestora în condiții de transformare a ecosistemelor acvatice, aflate sub influența factorilor naturali și antropici, descifrării mecanismelor de menţinere a stabilității ecosistemului și a elaborării unei strategii durabile pentru utilizarea eficientă și rațională a resurselor biologice ale apelor de suprafață.

Semnificația teoretică: Rezultatele obținute contribuie la dezvoltarea hidrobiologiei și ecologiei. Legitățile stabilite de dezvoltare a comunităților de nevertebrate bentonice contribuie la dezvoltarea teoriei funcționării și sustenabilității ecosistemelor acvatice, oferind o mai profundă înțelegere a rolului acestor comunităţi în ecosistemele acvatice transformate tehnologic, aflate sub influența factorilor naturali și antropici, a fenomenul invaziei nevertebratelor în apele de suprafață și a factorilor naturali și antropici care îl provoacă.

Valoarea aplicativă: Rezultatele științifice privind schimbările succesionale, starea actuală și funcționarea zoobentosului lacurilor de acumulare din bazinul Nistrului sunt utilizate în monitorizarea mediului și servesc drept bază pentru elaborarea şi implementarea măsurilor în domeniul restabilirii, conservării și utilizării durabile a resurselor biologice ale apelor de suprafață. Rezultatele cercetărilor și publicațiile asociate servesc ca resurse didactice valoroase în instituțiile de învățământ superior, contribuind la formarea specialiștilor din domeniul biologiei și ecologiei, în educația ecologică, precum și în activități de expertiză.

Implementarea rezultatelor științifice: Rezultatele cercetării sunt utilizate în cadrul CTE Moldovenești de la Cuciurgan, CHE Dubăsari, Universitatea de Stat din Moldova, Universitatea de Stat Nistreană, Asociația Internațională a Păstrătorilor Râului „Eco-TIRAS", întreprinderea „Centrul de conservare a naturii" (or. Tiraspol).

ANNOTATION

Filipenko Sergey - "Biodiversity, conceptual regularities of the functioning of benthos communities in the Dubossar and Kuchurgan reservoirs" Dissertation of Doctor habilitat in Biological Sciences. Chisinau, 2023.

The structure of the dissertation: introduction, 5 chapters, general conclusions and recommendations, a list of references from 383 titles, 9 annexes, 214 pages of basic content, 44 tables, 74 figures. The results were published in 104 scientific papers.

Key words: zoobenthos, environmental factor, aquatic ecosystem, biological monitoring, hydrobiont, adaptive potential, metal accumulation, invasive species, parasitic communities, fish productivity, climate change, ecosystem transformation.

Field of study: Ecology.

The purpose of the work: To establish the conceptual patterns of changes in the structure and functioning of benthic invertebrate communities in the reservoirs of the Dniester basin under the conditions of climate change and anthropogenic factors.

Tasks: to study the formation, current state and long-term dynamics of the zoobenthos of the Dubossary reservoir and the technogenic reservoir-cooler of the Moldavian central steam power station the genesis and zoogeographic relationships of the zoobenthos; the role of benthic invertebrates in trophic chains; the potential fish productivity in terms of zoobenthos; the role of zoobenthos in the development of parasitic communities; invasive species of benthic invertebrates; the role of zoobenthos in the processes of accumulation and migration of metals; conduct bioindicative studies and assess the ecological state of reservoirs; assess the adaptive potential of the zoobenthos of the Dniester basin reservoirs under the conditions of climate change and anthropogenic factors.

Scientific novelty and originality of the work: For the first time in a comparative aspect, the biodiversity, functioning and successional changes in the communities of benthic invertebrates of contrast reservoirs of the Dniester basin were studied and the conceptual patterns of changes in the structure and functioning of the zoobenthos of the studied water bodies under the conditions of climate change and anthropogenic factors were established. The genesis and zoogeographic relationships of the zoobenthos have been studied. For the first time, two new invasive species were recorded for the Kuchurgan reservoir - *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) and *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841). The role of zoobenthos in the development of parasitic communities, the accumulation and migration of metals, trophic chains and the formation of fish productivity in the reservoirs has been established. A comparative analysis of the bioindicative assessment of the ecological state of the studied water bodies is given. The adaptive potential of the zoobenthos under the conditions of the transformation of water bodies was studied. The concept of the formation and functioning of the zoobenthos of the reservoirs of the Dniester basin under the influence of natural and anthropogenic factors is presented.

The solved scientific problem in the dissertation is that new *scientifically based* knowledge was obtained about the benthic invertebrate fauna of two contrasting reservoirs of Moldova – hydro and thermal power facilities, *which led* to the establishment of qualitative and quantitative patterns of its dynamics in the spatio-temporal context and to assess the functional significance of zoobenthos in two technogenically transformed aquatic ecosystems with various anthropogenic factors from one natural and climatic zone, the causes of structural changes in hydrobiocenoses were revealed, *which made* it possible to develop a concept for the formation and functioning of benthic invertebrate hydrobionts in reservoirs under the influence of natural and anthropogenic factors.

Obtaining fundamentally new results for both scientific and practical applications, this study integrated modern ecological methods and approaches into classical hydrobiological science. The objective was to identify the characteristics of changes in zoobenthos communities and their functioning amidst the transformation of aquatic ecosystems resulting from natural and anthropogenic influences. The research also aimed to decipher the mechanisms that uphold ecosystem stability and to develop a sustainable strategy for the efficient and rational utilization of biological resources in surface waters.

Theoretical significance: The obtained results make significant contributions to the advancement of hydrobiology and ecology. The established regularities in the development of benthic invertebrate communities contribute to the theoretical understanding of the functioning and stability of aquatic ecosystems. Furthermore, it deepens our knowledge about the role played by these communities in technogenically transformed aquatic ecosystems influenced by natural and anthropogenic factors. The research also sheds light on the phenomenon of biological invasions of invertebrates in surface waters and the factors, both natural and anthropogenic, that provoke such invasions.

Applied significance: The scientific findings regarding successional changes, the current state, and the functioning of zoobenthos in the reservoirs of the Dniester basin have practical implications. The published materials are being utilized in environmental monitoring activities and provide the foundation for developing measures related to the restoration, conservation, and sustainable use of biological resources in surface waters. The results and publications also serve as didactic materials in higher educational institutions for training specialists in biology and ecology. Moreover, they contribute to environmental education and upbringing as well as expert activities in the field.

Implementation of scientific results: Research results are used by "Moldavian GRES", "Dubossarskaya HPP", Moldova State University, Pridnestrovian State University, International Association of River Keepers "Eco-TIRAS", Nature Conservation Center (Tiraspol).

Список таблиц:

Табл. 1.1. Преимущества и недостатки использования зообентоса в биомониторинге (стр. 43)
Табл. 1.2. Значение TBI индекса и оценка качества вод (стр. 44)
Табл. 1.3. Балльная оценка для расчета BMWP индекса (стр. 45)
Табл. 1.4. Величины ASPT индекса и качество воды (стр. 46)
Табл. 1.5. Определение класса качества вод по зообентосу (стр. 52)
Табл. 1.6. Градации концентраций химических веществ для вычисления балльной оценки (стр. 56)
Табл. 1.7. Градации биологических показателей для вычисления балльной оценки (стр. 56)
Табл. 2.1. Диапазон колебаний концентраций главных ионов и минерализации по участкам Кучурганского водохранилища-охладителя (2011-2015 гг.), мг/л (стр. 60)
Табл. 2.2. Гидрохимические показатели качества воды Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ (стр. 73)
Табл. 3.1. Динамика таксономического состава зообентоса Дубоссарского водохранилища (стр. 78)
Табл. 3.2. Динамика количественного развития зообентоса Дубоссарского водохранилища в 2010-2021 гг. (стр. 80)
Табл. 3.3. Вариабельность динамики биомассы основных групп «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг. (стр. 83)
Табл. 3.4. Многолетняя динамика численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) зообентоса Кучурганского водохранилища за период 1964-2021 гг. (стр. 94)
Табл. 3.5. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в период умеренной тепловой нагрузки 1976-1977 гг. (стр. 99)
Табл. 3.6. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в период максимальной тепловой нагрузки, 1981-1984 гг. (стр. 103)
Табл. 3.7. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в период сниженной тепловой нагрузки в 1990-1994 гг. (стр. 106)
Табл. 3.8. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в период сниженной тепловой нагрузки в 1997-2000 гг. (стр. 110)
Табл. 3.9. Доминирующий состав донной малакофауны Кучурганского водохранилища (стр. 113)
Табл. 3.10. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в стабилизированный период сниженной тепловой нагрузки, 2004-2021 гг. (стр. 116)
Табл. 3.11. Вариабельность динамики биомассы основных групп «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища, 2004-2021 гг. (стр. 124)
Табл. 3.12. Зоогеографический состав зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ (стр. 133)
Табл. 3.13. Значение индексов Сёренсена (общности) и Жаккара (сходства) зоогеографического состава зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ (стр. 133)
Табл. 4.1. Влияние pH на активность гликозидаз потенциальных объектов питания

бентофагов Кучурганского водохранилища, мкмоль/(г·мин) (стр. 141)
Табл. 4.2. Влияние температуры на активность протеиназ объектов питания рыб (зообентоса) Кучурганского водохранилища (стр. 142)
Табл. 4.3. Виды рыб, потребителей зообентоса (стр. 143)
Табл. 4.4. Средний потенциальный прирост ихтиомассы (кг/га) Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ по основным кормовым ресурсам «мягкого» зообентоса, 2010-2021 гг. (стр. 144)
Табл. 4.5. Средняя биомасса (г/м^2) основных групп «мягкого» зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ, 2010-2021 гг. (стр. 144)
Табл. 4.6. Автохтонные и инвазивные виды макробеспозвоночных бентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ (стр. 154)
Табл. 4.7. Морфометрические параметры североамериканского краба *Rhithropanopeus harrisi* Кучурганского водохранилища (стр. 161)
Табл. 4.8. Диапазон концентраций тяжелых металлов в воде, илах и хирономидах Кучурганского водохранилища (стр. 169)
Табл. 4.9. Диапазон концентраций металлов (мкг/г абс.сух.массы) в органах и тканях карася из Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС (стр. 169)
Табл. 4.10. Матрица максимальных и минимальных концентраций металлов в организмах зообентоса Кучурганского водохранилища (стр. 171)
Табл. 4.11. Сравнительные морфометрия и основные абиотические факторы Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС и некоторых водоемов-охладителей ТЭС и АЭС Украины (стр. 176)
Табл. 4.12. Биоиндикационные показатели качества воды Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (2011-2021 гг.) (стр. 177)
Табл. 4.13. Значение индекса загрязненности воды (ИЗВ) Кучурганского водохранилища в 2017-2021 гг. (стр. 179)
Табл. 4.14. Оценка качества воды Кучурганского (КВ) и Дубоссарского (ДВ) водохранилищ по индексу Гуднайта и Уитлея (G&WI) (стр. 179)
Табл. 4.15. BMWP индекс Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (стр. 182)
Табл. 4.16. Величины BMWP и ASPT индексов и качество воды Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (стр. 183)
Табл. 4.17. Среднесезонные численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп зообентоса Кучурганского водохранилища и теплого канала МГРЭС (стр. 185)
Табл. 4.18. Численность высших ракообразных (n) и показатели основных абиотических факторов в различные периоды термофикации Кучурганского водохранилища (стр. 186)
Табл. 4.19. Матрица коэффициентов корреляции численности высших ракообразных и показателей основных абиотических факторов (стр. 187)
Табл. 4.20. Исходный план, ортогональные полиномы и проверка на адекватность модели (стр. 189)
Табл. 4.21. Численность (N, экз./м^2) и биомасса (B, г/м^2) высших ракообразных Кучурганского водохранилища в разные этапы термической нагрузки (стр. 191)
Табл. 5.1. Вариабельность динамики биомассы основных групп «мягкого» зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ, 2011-2021 гг. (стр. 207)

Список рисунков:

Рис. 2.1. Карта-схема Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС (стр. 59)

Рис. 2.2. Динамика изменения pH воды Кучурганского водохранилища, 2017-2021 гг. (стр. 61)
Рис. 2.3. Динамика изменения содержания хлоридов (мг/л) в воде Кучурганского водохранилища, 2017-2021 гг. (стр. 61)
Рис. 2.4. Динамика изменения содержания сульфатов (мг/л) в воде водохранилища, 2017-2021 гг. (стр. 62)
Рис. 2.5. Динамика изменения степени минерализации воды (мг/л) водохранилища, 2017-2021 гг. (стр. 62)
Рис. 2.6. Динамика изменения БПК воды (мг O_2/л) Кучурганского водохранилища, 2017-2021 гг. (стр. 64)
Рис. 2.7. Динамика изменения жесткости воды (ммоль/л) Кучурганского водохранилища, 2017-2021 гг. (стр. 64)
Рис. 2.8. Зарастание акватории Кучурганского водохранилища *Potamogeton crispus* в весеннее время (стр. 67)
Рис. 2.9. Зарастание Днестра высшими водными растениями (стр. 71)
Рис. 3.1. Долевой состав основных компонентов «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища в 2010-2021 гг. (стр. 81)
Рис. 3.2. Динамика изменения численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) олигохет в Дубоссарском водохранилище, 2010-2021 гг. (стр. 82)
Рис. 3.3. Изменение ВДБ основных групп зообентоса Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг. (стр. 83)
Рис. 3.4. Динамика изменения численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) хирономид в Дубоссарском водохранилище, 2010-2021 гг. (стр. 85)
Рис. 3.5. Динамика изменения численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) цератопогонид в Дубоссарском водохранилище, 2010-2021 гг. (стр. 85)
Рис. 3.6. Долевой состав по численности и биомассе донных ракообразных Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг. (стр. 87)
Рис. 3.7. Соотношение динамики численности амфипод и дрейссены Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг. (r = 0,81) (стр. 87)
Рис. 3.8. Динамика изменения численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) высших ракообразных в бентосе Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг. (стр. 89)
Рис. 3.9. Динамика количественного развития «мягкого» зообентоса в Дубоссарском водохранилище в 2010-2021 гг. (стр. 90)
Рис. 3.10. Динамика численности (экз./м^2) «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды функционирования МГРЭС, 1964-2021 гг. (стр. 95)
Рис. 3.11. Динамика биомассы (г/м^2) «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды функционирования МГРЭС, 1964-2021 гг. (стр. 95)
Рис. 3.12. Динамика выработки электроэнергии на Молдавской ГРЭС (млрд. кВт/час) в 1965-2021 гг. (стр. 109)
Рис. 3.13. Долевой состав (%) по численности донной малакофауны Кучурганского водохранилища в период сниженной тепловой нагрузки (стр. 113)
Рис. 3.14. Долевой состав (%) по биомассе донной малакофауны Кучурганского водохранилища в период сниженной тепловой нагрузки (стр. 114)
Рис. 3.15. Долевой состав (%) по численности (А) и биомассе (Б) компонентов «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища, 2004-2021 гг. (стр. 117)

Рис. 3.16. Соотношение численности (экз./м^2) дрейссены и полихет в Кучурганском водохранилище, 2014-2021 гг. (r=0,17) (стр. 117)
Рис. 3.17. Соотношение биомассы (экз./м^2) дрейссены и полихет в Кучурганском водохранилище, 2014-2021 гг. (r=0,49) (стр. 117)
Рис. 3.18. Динамика изменения численности олигохет (экз./м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг. (стр. 117)
Рис. 3.19. Динамика изменения биомассы олигохет (г/м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг. (стр. 117)
Рис. 3.20. Динамика изменения численности хирономид (экз./м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг. (стр. 118)
Рис. 3.21. Динамика изменения биомассы хирономид (г/м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг. (стр. 118)
Рис. 3.22. Динамика изменения численности мокрецов (экз./м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг. (стр. 119)
Рис. 3.23. Динамика изменения биомассы мокрецов (г/м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг. (стр. 119)
Рис. 3.24. Динамика изменения численности высших ракообразных (экз./м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг. (стр. 120)
Рис. 3.25. Динамика изменения биомассы высших ракообразных (г/м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг. (стр. 120)
Рис. 3.26. Динамика изменения численности (экз./м^2) основных компонентов «мягкого» (кормового) зообентоса Кучурганского водохранилища 2004-2021 гг. (стр. 121)
Рис. 3.27. Динамика изменения биомассы (г/м^2) основных компонентов «мягкого» (кормового) зообентоса Кучурганского водохранилища 2004-2021 гг. (стр. 121)
Рис. 3.28. Монодакны Кучурганского водохранилища (стр. 121)
Рис. 3.29. Соотношение численности дрейссены (экз./м^2) и зоопланктона (экз./м^3) в Кучурганском водохранилище, 2014-2021 гг. (r=-0,84) (стр. 123)
Рис. 3.30. Изменение *ВДБ* основных групп зообентоса Кучурганского водохранилища, 2004-2021 гг. (стр. 124)
Рис. 3.31. Зоогеографический состав зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ (стр. 132)
Рис. 3.32. Динамика численности (экз./м^2) полихет, высших ракообразных и дрейссены Кучурганского водохранилища, 2004-2021 гг. (стр. 136)
Рис. 4.1. Динамика изменения биомассы (г/м^2) «мягкого» зообентоса в Кучурганском и Дубоссарском водохранилищах, в 2010-2021 гг. (стр. 139)
Рис. 4.2. Роль организмов зообентоса в формировании паразитарных сообществ Кучурганского водохранилища (стр. 146)
Рис. 4.3. Многообразие паразитофауны Кучурганского водохранилища, цикл развития которой происходит с участием организмов зообентоса (стр. 150)
Рис. 4.4. Генезисная структура зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ (стр. 153)
Рис. 4.5. Креветка *Macrobrachium nipponense* из Кучурганского водохранилища (стр. 155)
Рис. 4.6. *D. polymorpha* и *D. bugensis* Кучурганского водохранилища (стр. 156)
Рис. 4.7. Соотношение численности дрейссен в друзах и количества ассоциированных видов (таксонов) (стр. 157)
Рис. 4.8. *Rhithropanopeus harrisi* из Кучурганского водохранилища (стр. 159)

Рис. 4.9. Максимальные концентрации ванадия (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища (стр. 165)
Рис. 4.10. Максимальные концентрации молибдена (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища (стр. 165)
Рис. 4.11. Максимальные концентрации свинца (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища (стр. 166)
Рис. 4.12. Максимальные концентрации никеля (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища (стр. 166)
Рис. 4.13. Максимальные концентрации меди (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища (стр. 167)
Рис. 4.14. Максимальные концентрации цинка (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища (стр. 167)
Рис. 4.15. Максимальные концентрации металлов (мкг/г абс.сух.массы) в хирономидах Кучурганского водохранилища (стр. 168)
Рис. 4.16. Максимальные концентрации металлов (мкг/г абс.сух.массы) в организмах зообентоса Кучурганского водохранилища (стр. 170)
Рис. 4.17. Динамика численности (экз./м^2) «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки (стр. 172)
Рис. 4.18. Динамика биомассы (г/м^2) «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки (стр. 172)
Рис. 4.19. Динамика численности (экз./м^2) отдельных групп зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки (стр. 1732)
Рис. 4.20. Динамика биомассы (г/м^2) основных групп «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки (стр. 172)
Рис. 4.21. Динамика численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) дрейссены Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки (стр. 173)
Рис. 4.22. Динамика изменения минерализации воды (мг/л) воды Кучурганского водохранилища (стр. 174)
Рис. 4.23. Динамика изменения индекса Карра и Хилтонена (C&HI) Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (2011-2021 гг.) (стр. 178)
Рис. 4.24. Динамика изменения индекса Кинга и Балла (C&BI) Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (2011-2021 гг.) (стр. 180)
Рис. 4.25. Динамика изменения индекса Ландбека и Сизера (L&SI) Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (2011-2021 гг.) (стр. 180)
Рис. 4.26. Зависимость численности высших ракообразных ($\hat{Y}$) от содержания органических веществ в воде (X_5), $\hat{Y} = (13{,}717\ X_5 - 142{,}2) \pm 263{,}2$ (стр. 188)
Рис. 4.27. Адекватность модели экспериментальным данным (стр. 190)
Рис. 4.28. Динамика численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) высших ракообразных Кучурганского водохранилища при различных уровнях термофикации водоема (стр. 191)
Рис. 4.29. Качественные изменения (число видов) в донной фауне Дубоссарского водохранилища, 1955-2021 гг. (стр. 193)
Рис. 5.1. Динамика изменения численности (экз./м^2) «мягкого» зообентоса в Кучурганском и Дубоссарском водохранилищах, в 2011-2021 гг. (стр. 203)
Рис. 5.2. Динамика изменения биомассы (г/м^2) «мягкого» зообентоса в Кучурганском и Дубоссарском водохранилищах, в 2011-2021 гг. (стр. 203)
Рис. 5.3. Изменение численности (экз./м^2) основных групп зообентоса Кучурганского водохранилища в зависимости от уровня тепловой нагрузки (стр. 204)
Рис. 5.4. Изменение биомассы (г/м^2) основных групп зообентоса Кучурганского водохранилища в зависимости от уровня тепловой нагрузки (стр. 204)

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

WFD - Water Framework Directive (Европейская Рамочная водная директива)

АЭС - атомная электростанция

ААС - атомно-абсорбционная спектроскопия

ВДБ - вариабельность динамики биомассы

ВЭС - ветровая электростанция

ГАЭС – гидроаккумулирующая электростанция

ГРЭС - государственная районная электростанция

ГЭС – гидроэлектростанция

ДГЭК - Днестровский Гидроэнергетический Комплекс

ЕС - Европейский Союз

ИЗВ - индекс загрязненности воды

ИСП-АЕС - атомно-эмиссионная спектрометрия с индуктивно-связанной плазмой

МГРЭС – Молдавская государственная районная электростанция

НИЛ - научно-исследовательская лаборатория

ПГС – песчано-гравийная смесь

ПДК - предельно допустимая концентрация

СЭС - солнечная электростанция

ТЭС - тепловая электростанция

ТЭЦ - тепловая электроцентраль

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность проблемы. В настоящее вопросы охраны окружающей среды являются приоритетными для мирового сообщества. Особое внимание уделяется проблемам охраны и рационального использования водных ресурсов. 23 октября 2000 г. Европейским парламентом и Советом Европейского союза (ЕС) была принята Директива № 2000/60/ЕС (WFD) [309], устанавливающая основы для деятельности Сообщества в области водной политики. Директива направлена на поддержку и улучшение водной окружающей среды в Сообществе.

Проблема стабильности и устойчивости водных экосистем и входящих в их состав сообществ гидробионтов - одна из важнейших в современной гидробиологии. Устойчивость гидробиоценозов находится в прямой зависимости от сложности структуры их сообществ, определяемой их биологическим разнообразием: чем разнообразнее система, тем она стабильнее. Под влиянием антропогенных факторов и эвтрофировании водоемов разнообразие и стабильность систем уменьшаются [5].

Экосистема Днестра – главной водной артерии Молдовы, с середины XX века находится под усиленным антропогенным воздействием, главным образом, вследствие зарегулирования и гидростроительства [51, 61, 238, 243, 272], в последние десятилетия к которым добавилась и проблема изменения климата [8, 70, 77, 78].

Проблемам биоразнообразия и экологического состояния бассейна Днестра в последние десятилетия были посвящены 15 прошедших в Молдове международных научно-практических конференций.

К основным антропогенным факторам, усугубившим экологическое состояние Днестра и способствующим деградации реки, относятся [9, 51, 61, 67, 77, 208, 238, 243, 260, 273, 274].

- зарегулированность стока вследствие одамбованности берегов и строительства плотин, из которых наибольшую угрозу экологической безопасности бассейна реки представляет ДГЭК на территории Украины (включающий ГЭС-1, ГЭС-2 и ГАЭС);
- сброс неочищенных стоков и смывы с полей, загрязнение берегов;
- разрушение водоохранной зоны и вырубка лесов;
- добыча песчано-гравийных смесей.

Эти факторы привели к таким негативным последствиям в экосистеме Днестра, как:

- изменение термического режима реки (среднего участка);

- изменение физико-химических параметров;
- интенсивное зарастание Днестра (как следствие изменения его гидрологии);
- снижение биологического разнообразия;
- появление видов-вселенцев.

Вследствие зарегулирования Днестра на среднем и нижнем его участках практически исчезли характерные для реки весенние паводки, в результате чего нарушилось нормальное функционирование речной экосистемы и воспроизводство ее ихтиоценоза.

Будучи горно-равнинной рекой, Днестр трансформируется в водоем озерного типа со всеми вытекающими последствиями. На отдельных участках реки практически отсутствует течение, в Дубоссарском водохранилище появились застойные зоны, полностью покрытые макрофитами, на многих участках река обмелела, дно ее оголилось [61]. Изменение гидрологического режима привело к изменению физических свойств воды и особенно ее термического и газового режимов, прозрачности, состава взвешенных веществ [274, 296]. Если ранее среднегодовые величины концентраций взвешенных веществ составляли 70-100 мг/л, при 250-300 мг/л в период весенних половодий, то в настоящее время более чем в 80% случаев их количество в воде реки не превышает 10 мг/л с колебанием в диапазоне 0,8-32 мг/л. При столь низком количестве естественных минеральных взвесей в горно-равнинной реке, каковой является р. Днестр, физико-абсорбционные процессы самоочищения воды сведены к минимуму [61].

Вследствие сброса воды из нижних горизонтов водохранилища ГЭС-1 ДГЭК, температура воды Днестра весной и осенью, как правило, на 5-6^{o}C выше среднемноголетней, а летом – наоборот, ниже. На подплотинном участке реки Наславча-Атаки температура воды летом варьирует в интервале 11-14^{o}C, не повышаясь выше 15-16^{o}C [297].

Сложившиеся аномальные колебания уровня воды в реке и температурный режим негативно сказались на воспроизводстве рыб, практически исчезли некоторые промыслово-ценные виды рыб. Наблюдается полное вытеснение промыслово-ценных видов ихтиофауны Днестра короткоцикличными видами рыб [264]. В проведенных нами контрольных ловах в Среднем и Нижнем Днестре отмечены 15 промыслово-ценных видов рыб. В целом соотношение видового состава промысловой ихтиофауны отражает негативные изменения в структуре ихтиоценоза, произошло снижение численности таких промыслово-ценных видов рыб, как карп (сазан), рыбец, жерех, судак на фоне возрастания

доли карася и тарани. Соотношение мирных и хищных видов рыб в промысловой ихтиофауне Днестра, по результатам наших исследований, составляет 9:1, что свидетельствует о серьезном нарушении структуры рыбного сообщества [106, 107, 212, 234, 237, 248].

Акватория Днестра, особенно среднего его участка, интенсивно зарастает высшей водной растительностью, а уровень воды местами падает до обнажения дна реки [238, 243]. Поступление холодной воды в летнее время и резкие перепады ее уровня способствуют усилению процессов разложения водной растительности и перифитона, что в конечном итоге приводит к вторичному загрязнению воды органическими веществами и снижению растворенного в ней кислорода [61].

Острой проблемой Дубоссарского водохранилища, которая имеет тенденцию к усугублению, является его интенсивное заиление. За годы существования водохранилища его накопительная емкость уменьшилась более, чем наполовину [77]. К сожалению, эта динамика имеет единственную направленность, означая неминуемое заболачивание на большой территории независимо от наличия или отсутствия экологических попусков, или промывки паводками. Процесс неминуемо имеет конечную точку отсчета – предельное заполнение в районе плотины и расползание процессов вверх к головной части водохранилища. Одновременно это означает усиление прогревания вод. Характерно, что современное иловое загрязнение, благодаря функционированию ДГЭК, полностью формируется с молдавских берегов поверхностным стоком, несущим почву с полей [8].

Антропогенные факторы, главным из которых является зарегулирование реки, в совокупности с климатическими изменениями, приведшими к уменьшению стока реки, способствуют снижению ее самоочистительной способности и восстановлению, которые напрямую зависит от объемов стока Днестра. Сокращение расхода реки уменьшает ее способность разбавлять сточные воды, что требует дополнительных инвестиций в очистные сооружения и сопутствующую инфраструктуру. Об этом свидетельствует и ухудшение гидрохимического состояния Днестра ниже сбросов очистных сооружений городов Бендеры и Тирасполь, при этом объемы и качество сбросов очистных сооружений практически не изменились [70]. Таким образом, изменение гидрологического режима, следствием которого стал дефицит поступления воды на территорию Республики Молдова - основополагающая проблема экологического состояния и функционирования экосистемы реки Днестр [61, 243].

Не менее острые экологические проблемы характерны и для Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС [209, 218]. Зарегулирование водоема и

трансформация его в водоем-охладитель тепловой электростанции, постепенное наращивание ее мощности, существенно повлияли, в первую очередь, на его термический режим и гидрохимические особенности. Термофикация водохранилища способствовала изменению количественных параметров ряда абиотических факторов – растворенных газов, биогенных элементов и органического вещества, ионного состава и минерализации воды, а так же к увеличению скорости оборачиваемости основных питательных элементов (азота, фосфора), накоплению и превращению органических веществ [58, 72, 146, 209, 218 233].

Изменение термического режима водоема в совокупности с отсутствием проточности (водообмен осуществляется принудительно путем закачки воды из р. Турунчук), привели к увеличению испарения с водной поверхности и, как следствие, - интенсификации процессов минерализации и концентрации основных показателей солевого состава воды водохранилища. Наблюдается накопительный эффект минерализации водоема. Если в 80-е годы прошлого столетия, когда станция работала на полную мощность, в нижнем участке водоема уровень минерализации не превышал 800 мг/л, в - 90-е годы 1200 мг/л, то в последние годы минерализация в среднем по водохранилищу находится на уровне 2460 мг/л [72, 233, 240].

Нарушение гидрологического режима и эвтрофикация водохранилища привели, особенно в летнее время, к интенсивному развитию синезеленых водорослей и, как следствие, появлению в воде токсических соединений и большого количества органических веществ. Возникает дефицит растворенного кислорода, который расходуется на дыхание водорослей и разложение отмершей органической массы. Недостаток кислорода приводит к летним заморам гидробионтов, а также тормозит процессы самоочищения и минерализации органического вещества [218].

Экологическая ситуация на водохранилище еще более осложнилась из-за сокращения нормативного вселения рыб биомелиораторов, снижения объемов работ по искусственному разведению аборигенных промысловых видов рыб, а также из-за браконьерского лова их производителей. Наши исследования позволили установить, что ихтиофауна Кучурганского водохранилища практически потеряла свое рыбохозяйственное значение [108, 109, 110].

Функционирование Молдавской ГРЭС способствовало загрязнению воды водоема-охладителя ванадием, молибденом, никелем, кадмием, марганцем, а донных отложений также свинцом, цинком и медью. Увеличение концентраций металлов в воде и донных отложениях привело к росту их накопления в тканях растений, беспозвоночных и

позвоночных животных водохранилища, включая рыб, в тканях которых в 15-75% случаев концентрация Al, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn превышает установленные нормативы для рыбопродуктов [57, 146, 147, 165, 166, 222, 225, 233].

Источником повышенной экологической опасности для акватории водохранилища и прилегающих территорий остаются золошлаковые отвалы МГРЭС, которые загрязняют воздушную и водную среду, оказывают негативное влияние на здоровье жителей близлежащих населенных пунктов, природные и агроэкосистемы [209].

Термофикация Кучурганского водохранилища способствовала его интенсивному эвтрофированию, что привело к постоянному увеличению содержания соединений азота, фосфора и органических веществ, которые при наличии других благоприятных абиотических факторов (освещенность, прозрачность, длительный вегетационный период и др.) способствуют массовому развитию в водоеме-охладителе первичных продуцентов, в том числе и макрофитов. Общая площадь зарастания тростником составляет 19% всей площади водохранилища. Как показали наши исследования, площадь зарастания водоема-охладителя погруженной водной растительностью составляет около 1280 га, а продукция биомассы макрофитов - более 58 тысяч тонн [160, 162, 166].

Сложившаяся экологическая ситуация негативно отражается и на состоянии ихтиоценоза водохранилища, в котором обитает 40 видов рыб, относящихся к 12 семействам [79, 108, 109, 110, 222, 237], при этом количественно доминируют непромысловые виды рыб – уклейка, атерина, верховка, красноперка, окунь, густера.

Актуальной экологической проблемой Кучурганского водохранилища является вселение чужеродных видов [241]. Особую тревогу вызывает массовое развитие в последние годы солнечного окуня, который негативно влияет на туводную промысловую ихтиофауну. Наши исследования ихтиофауны Кучурганского водохранилища позволили установить, что доля солнечного окуня в ихтиоценозе водоема-охладителя возросла с 0,5% в 2008 г. до 13,8% в 2015 г. [109, 209]. В 2016 г. нами в Кучурганском водохранилище впервые отмечен новый инвазивный вид - голландский краб *Rhithropanopeus harrisi tridentata* [217, 220, 270, 349, 350], который к 2021 г. уже сформировал устойчивую популяцию в водоеме-охладителе [229, 351].

Вся совокупность происходящих в гидрологическом бассейне Днестра изменений не могла не повлиять на биоразнообразие и стабильность экосистемы Днестра, включая один из основных ее элементов – сообщества бентосных беспозвоночных.

Достоверно оценить воздействие тех или иных факторов на гидробиоценозы и установить закономерности их воздействия на гидробионтов, включая зообентос,

возможно при сравнительном исследовании водоемов в пределах одной географической зоны, находящихся под различной степенью антропогенного воздействия. В бассейне Днестра такими контрастными водными экосистемами являются Дубоссарское и Кучурганское водохранилища.

Многолетние исследования биоразнообразия, продуктивности, изменений структурных характеристик и значения сообществ зообентоса Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ позволяют разработать концепцию формирования и функционирования зообентоса водохранилищ бассейна Днестра в условиях воздействия природных и антропогенных факторов, а также стратегии сохранения их биоразнообразия.

Цель исследования: Установить концептуальные закономерности изменения структуры и функционирования бентосных сообществ беспозвоночных в водохранилищах бассейна Днестра в условиях изменения климата и антропогенных факторов.

Для достижения указанной цели были поставлены следующие **задачи**:

- исследовать формирование, современное состояние и многолетнюю динамику зообентоса Дубоссарского водохранилища и техногенного водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС;
- установить генезис гидрофауны и зоогеографические связи зообентоса водохранилищ бассейна Днестра;
- изучить роль бентосных беспозвоночных в трофических цепях;
- рассчитать потенциальную рыбопродуктивность водохранилищ Днестра по зообентосу;
- установить роль зообентоса в развитии паразитарных сообществ;
- исследовать инвазивные виды донных беспозвоночных;
- изучить роль зообентоса в процессах накопления и миграции металлов;
- провести биоиндикационные исследования и дать оценку экологического состояния водохранилищ по зообентосу;
- оценить адаптивный потенциал зообентоса водохранилищ бассейна Днестра в условиях изменения климата и антропогенных факторов.

Гипотеза исследования: сообщества донных беспозвоночных трансформированных водных объектов Республики Молдова находятся под воздействием природных и антропогенных факторов, которые определяют сукцессионные изменения и влияют на функциональную роль зообентоса в водных экосистемах.

Теоретико-методологической основой проводимых исследований послужили труды Ю. Одума (1968-1986), В.И. Жадина (1960), Г.Г. Винберга (1968, 1970), А.С. Константинова (1986), А.Ф. Алимова, В.В. Богатого, С.М. Голубкова (2000, 2013), В.К. Шитикова, Г.С. Розенберга, Т.Д. Зинченко (2003).

Раскрыть сукцессионные изменения в сообществах зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ позволили работы молдавских гидробиологов М.Ф. Ярошенко (1957, 1970), И.И. Дедю (1966, 1980), И.К. Тодераш и М.З. Владимирова (1974-2001), Ф.А. Гонтя (1985). Исследовать роль организмов зообентоса в биогенной миграции микроэлементов и оценить возможность их использования в качестве организмов-мониторов при биомониторинге водных экосистем помогли работы Е.И. Зубковой, И.К. Тодераш, Л. Билецки и др. (1986-2016). Элементы теории функционирования техно-экосистем ТЭС и АЭС, разработанные А.А. Протасовым, А.А. Силаевой и др. (2002-2021) были востребованы при исследовании процессов, происходящих в зообентосе водоема-охладителя Молдавской ГРЭС.

Новизна исследования. Впервые в сравнительном аспекте исследованы биоразнообразие, функционирование и сукцессионные изменения донных сообществ беспозвоночных контрастных водохранилищ бассейна Днестра и установлены концептуальные закономерности изменения структуры и функционирования зообентоса исследованных водных объектов в условиях изменения климата и антропогенных факторов. Исследован генезис и зоогеографические связи зообентоса водохранилищ бассейна Днестра. Впервые для Кучурганского водохранилища отмечены два новых инвазивных вида - *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) и *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841). Установлены роль зообентоса в развитии паразитарных сообществ, накоплении и миграции металлов, трофических цепях и формировании рыбопродуктивности водохранилищ бассейна Днестра. Дан сравнительный анализ биоиндикационной оценки экологического состояния изученных водных объектов. Исследован адаптивный потенциал зообентоса в условиях трансформации водных объектов. Представлена концепция формирования и функционирования зообентоса водохранилищ бассейна Днестра в условиях воздействия природных и антропогенных факторов.

Решенная научная проблема в диссертации заключается в том, что получены новые *научно обоснованные* знания о донной беспозвоночной фауне двух контрастных водохранилищ Молдовы – объектов гидро- и теплоэнергетики, *что привело к* установлению качественных и количественных закономерностей ее динамики в пространственно-временном аспекте и дать оценку функциональной значимости

зообентоса в двух техногенно преобразованных водных экосистемах с различными антропогенными факторами из одной природно-климатической зоны, раскрыть причины, обуславливающие структурные изменения гидробиоценозов, что *позволило* разработать концепцию формирования и функционирования бентосных беспозвоночных гидробионтов водохранилищ бассейна Днестра в условиях воздействия природных и антропогенных факторов.

Принципиально новые результаты для науки и практики о фауне донных беспозвоночных поверхностных вод Молдовы были получены путем интегрирования современных экологических методов и подходов в классическую гидробиологическую науку с целью выявления особенностей изменений в сообществах зообентоса и их функционирования в условиях трансформации водных экосистем под воздействием природных и антропогенных факторов, расшифровки механизмов поддержания стабильности экосистемы и разработки устойчивой стратегии эффективного и рационального использования биологических ресурсов поверхностных вод.

Теоретическое значение: полученные результаты вносят вклад в развитие гидробиологии и экологии; установленные закономерности развития сообществ бентосных беспозвоночных служат развитию теории функционирования и устойчивости водных экосистем и углублению знаний о роли сообществ бентосных беспозвоночных в техногенно-преобразованных водных экосистемах в условиях влияния природных и антропогенных факторов; о феномене биологических инвазий беспозвоночных в поверхностные воды и провоцирующих ее факторах природного и антропогенного характера.

Прикладная значимость: Научные результаты о сукцессионных изменениях, нынешнем состоянии и функционировании зообентоса водохранилищ бассейна Днестра, опубликованные материалы используются в экологическом мониторинге, служат основой для разработки мер в области восстановлении, сохранении и устойчивого использования биологических ресурсов поверхностных вод. Результаты и публикации служат дидактическим материалом в учебном процессе высших учебных заведений при подготовке специалистов в области биологии и экологии, в экологическом образовании и воспитании, экспертной деятельности.

Материалы исследований вошли составной частью двух международных проектов, внедренных в 2018-2021 гг.: eMs BSB 27 «Black Sea Basin interdisciplinary cooperation network for sustainable joint monitoring of environmental toxicants migration, improved evaluation of ecological state and human health impact of harmful substances, and public

exposure prevention» – MONITOX в рамках Программы Трасграничного Сотрудничества в Бассейне Черного Моря 2014-2020, финансированного ЕС, а также проекта «Dniester Hydro Power Complex Social and Environmental Impact Study» в рамках программы UNDP.

Основные положения, выносимые на защиту.

1. Сообщества зообентоса водохранилищ бассейна Днестра подвержены влиянию природных и антропогенных факторов, среди которых определяющим для Кучурганского водохранилища является термофикация, а для Дубоссарского – гидрологический режим, под влиянием которых произошли структурные перестройки сообществ донных беспозвоночных в трансформированных водных объектах бассейна Днестра.
2. Донные беспозвоночные играют важную функциональную роль в трофических цепях, служат промежуточными хозяевами в реализации жизненных циклов паразитарных сообществ водных объектов, участвуют в процессах накопления и миграции микроэлементов в водных экосистемах, особенно в водоемах-охладителях ТЭС.
3. В поверхностных водах Республики Молдова под воздействием природных и антропогенных факторов имеет место проникновение чужеродных видов гидробионтов.
4. Качественные и количественные характеристики сообществ бентосных беспозвоночных, а также разработанные на их основе биотические индексы служат достоверными показателями экологического состояния водных объектов.
5. В условиях трансформации водных объектов энергетики под влиянием природных и антропогенных факторов реализуется адаптивный потенциал донных гидробионтов к изменению условий среды обитания.

Внедрение научных результатов: Результаты исследований используются ЗАО «Молдавская ГРЭС» и ГУП «Дубоссарская ГЭС» в экологическом мониторинге водных объектов энергетики; Молдавским государственным университетом и Приднестровским государственным университетом им. Т.Г. Шевченко в учебном процессе при подготовке специалистов для системы образования и природоохранной отрасли; Международной ассоциацией хранителей реки «Эко-ТИРАС» в реализации экологического образования и воспитания, экологических проектах, направленных на исследования влияния гидростроительства на водные экосистемы бассейна Днестра и в экспертной работе во время проведения летних экологических школ; ГУП «Природоохранный центр» при расчете ущерба, наносимого рыбным ресурсам реки Днестр при производстве гидротехнических работ.

Апробация работы. Материалы диссертации представлены на следующих Международных конференциях и симпозиумах: Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья (Тирасполь, 2005, 2009, 2012, 2014); Чтения памяти А.А. Браунера (Одесса, 2003); Managementul integral al resurselor naturale din bazinul transfrontalier al fluviului Nistru (Chişinău, 2004); Managementul bazinului transfrontalier al fl. Nistru şi directiva-cadru a apelor a Uniunii Europene (Chişinau, 2008); Перифитон и обрастание: теория и практика (СПб, 2008); Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами (Тирасполь, 2010); Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды (Минск, 2011, 2016); Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity (Chişinău, 2011, 2013, 2014); Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем (СПб, 2011, 2017); Managementul bazinului transfrontalier Nistru în cadru noului acord bazinal (Chişinău, 2013); Современные проблемы биологии и экологии (Махачкала, 2016, 2021); Invasion of alien species in holarctic (Ярославль, 2017, Borok, 2021); Интегрированное управление бассейном трансграничного Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы (Тирасполь, 2017); Биологическое разнообразие Кавказа и юга России (Махачкала, 2017, 2019, 2020; Магас, 2022); Биоразнообразие и факторы, влияющие на экосистемы бассейна Днестра (Тирасполь, 2018); Functional ecology of animals (Chişinău, 2018); Hydropower impact on river ecosystem functioning (Tiraspol, 2019); IX Международная научная конференция по водным макрофитам «Гидроботаника 2020» (Борок, 2020); Биогеохимические инновации в условиях коррекции техногенеза биосферы (Тирасполь, 2020); Экология водных беспозвоночных (Борок, 2020); EU Integration and Management of the Dniester River Basin (Chişinău, 2020); Биоразнообразие и рациональное использование природных ресурсов (Махачкала, 2021); Биология водных экосистем в XXI веке: факты, гипотезы, тенденции (Борок, 2021); Invasion of Alien Species in Holarctic (Borok, 2021); Transboundary Dniester River basin management and EU intergaration – step by step (Кишинев, 2022); Экология и жизнь человека (Рыбница, 2023).

Региональных конференциях, включая с международным участием: Академику Л.С. Бергу – 130 лет (Бендеры, 2006); Probleme actuale ale protecţiei şi valorificarii durabile a diversităţii lumii animale (Chişinau, 2007); Чтения памяти доктора биологических наук В.А. Собецкого (Тирасполь, 2010, 2013, 2015); Экологическая безопасность и проблемы использования природных ресурсов Приднестровья (Бендеры, 2010); Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.И. Бородиной (Тирасполь, 2010); Проблемы

экологии, сохранения биоразнообразия и восстановления природных ресурсов Приднестровья (Бендеры, 2019); Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа (Тирасполь, 2015, 2020); Проблемы экологии и сохранения биоразнообразия Приднестровья (Бендеры, 2020).

Личный вклад автора. Диссертационная работа основана на материалах исследований экосистем Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ, выполненных автором за период 1997-2021 гг. Автором сформулирована проблема, поставлены задачи, проанализированы результаты исследований, сформулированы обобщения, выводы и рекомендации. Доля личного участия автора в совместных публикациях пропорциональна числу авторов.

Публикации по теме диссертации. По теме диссертации опубликованы 104 научные работы (в том числе 34 - без соавторов): монографии - 3/2, статьи в зарубежных рецензируемых журналах – 6/2, статьи в журналах, включенных в Национальный регистр профильных научных журналов – 4/3, публикации в международных сборниках – 33/4, в национальных сборниках – 11/3, тезисы в международных сборниках – 21/12, в других сборниках научных работ, изданных в Республике Молдова – 23/4.

Объем и структура работы. Диссертация представлена на 214 страницах основного текста, который включает: резюме (на русском, румынском и английском языках), введение, 5 глав, общие выводы и рекомендации. Работа содержит 44 таблицы, 74 рисунка, 9 приложений и список литературы, включающий 383 наименования.

Ключевые слова: зообентос, экологический фактор, водная экосистема, биологический мониторинг, гидробионт, адаптивный потенциал, накопление металлов, инвазивный вид, паразитарное сообщество, рыбопродуктивность, изменение климата, трансформация экосистемы.

Краткое изложение разделов диссертации.

Во введении обоснована актуальность темы, сформулированы цель, задачи и защищаемые положения исследования, отмечена научная новизна, указана теоретическая и практическая значимость работы.

В главе 1 рассматривается структура энергетического комплекса Европейского союза и сопредельных стран, включая Республику Молдова, влияние объектов энергетики на поверхностные воды, а также состояние изученности зообентоса в трансформированных водных объектах. Приводятся исторические данные исследований зообентоса Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ с момента их трансформации в водные объекты энергетики. На основе положений Европейской рамочной водной

директивы рассмотрены особенности использования зообентоса в системе биологического мониторинга водных экосистем.

В главе 2 приводится общая физико-географическая и экологическая характеристика водохранилищ бассейна реки Днестр, методология и объем материала исследований.

В главе 3 представлены результаты исследований современного состояния и многолетней динамики зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ. Дается анализ факторов, определяющих структурные и количественные изменения в сообществах донных беспозвоночных. Рассмотрен генезис и зоогеографический состав зообентоса водохранилищ бассейна Днестра.

Глава 4 посвящена значению зообентоса в функционировании экосистем Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ. Рассмотрена роль бентосных беспозвоночных в питании и пищеварении рыб и рассчитана потенциальная рыбопродуктивность водохранилищ бассейна Днестра по зообентосу. На примере Кучурганского водохранилища показано место бентосных беспозвоночных как промежуточных хозяев в жизненных циклах паразитов рыб. Рассмотрена проблема биологических инвазий и описаны новые инвазивные виды *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) и *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841). На примере хирономид, мизид, дрейссены, литоглифуса и живородки обыкновенной показана роль организмов зообентоса в процессах накоплении и миграции металлов, исследовано накопление микроэлементов в их биотопе – илах, а также в тканях такого бентофага водоема-охладителя, как карась. На основе методов биоиндикации дан сравнительный анализ оценки экологического состояния изученных водных объектов. Исследован адаптивный потенциал зообентоса водохранилищ Днестра в условиях трансформации водных объектов.

В главе 5 представлена концепция формирования и функционирования зообентоса водохранилищ бассейна Днестра в условиях воздействия природных и антропогенных факторов.

Благодарности. *Автор выражает искреннюю благодарность за неоценимую помощь в проведении исследований академику Академии наук Молдовы, профессору И.К. Тодераш, член-корреспонденту Академии наук Молдовы, профессору Е.И. Зубковой и коллективу лаборатории гидробиологии и экотоксикологии Института зоологии, Думитру Булат, Ю.А. Долгову, Д.П. Богатому, В.А. Шептицкому, Е.Н. Филипенко, М.В. Мустя, Г.В. Золотаревой, Е.В. Сокольской.*

1. СУКЦЕССИИ БЕНТОСНЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ И ВОЗМОЖНОСТИ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ В КАЧЕСТВЕ БИОЛОГИЧЕСКИХ ИНДИКАТОРОВ ПРИ КОМПЛЕКСНОМ МОНИТОРИНГЕ И ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

1.1. Исследования зообентоса в естественных, полупроточных водохранилищах и техногенных водохранилищах-охладителях.

История создания водохранилищ, а соответственно и комплексных исследований их гидробиологических режимов, тесно связана, в первую очередь, со строительством гидро- и теплоэлектростанций (включая АЭС). Если функционирование ГЭС могут обеспечить только проточные водохранилища, созданные на речных системах и передающие кинетическую энергию воды на турбины, то водохранилища, обеспечивающие работу ТЭС, выполняют совершенно иную функцию – водоемов-охладителей. На тепловых электростанциях применяются следующие системы водоснабжения: прямоточная (источником воды для охлаждающих систем электростанции служат реки), оборотная с естественными или искусственными водоемами-охладителями.

В электроэнергетическом комплексе Европейского союза преобладают ТЭС и АЭС. Роль гидроэлектростанций относительно невелика, что связано с равнинным характером рельефа на большей части ЕС. Однако в ряде стран (Румыния, Италия, Испания, Швеция) природные условия способствуют заметной доле ГЭС в общей структуре генерирующих источников, а в Австрии она преобладает над долей ТЭС.

Энергетический комплекс стран бывшего Советского Союза (без учета ТЭС, ТЭЦ и ГЭС) представлен более чем 100 станциями категории ГРЭС, из которых 56 имеют мощность свыше 1 ГВт и 15-ю АЭС, из которых мощностью свыше 1 ГВт - 11. Наибольшее число тепловых электростанций функционируют в России - 10 АЭС и более 200 тепловых электростанций, 72 из которых относятся к категории ГРЭС. На европейской части России расположены 40 ГРЭС и 8 АЭС. Второй по количеству ГРЭС и АЭС страной является Украина. В Таджикистане и Кыргызстане электростанции категории ГРЭС и АЭС отсутствуют [204, 230]. Электроэнергетический комплекс Молдовы, наряду с ТЭЦ, включает 2 электростанции: Дубоссарскую ГЭС на Днестре мощностью 48 МВт и одну из крупнейших в европейской части - тепловую

электростанцию Молдавскую ГРЭС мощностью 2,52 ГВт [245]. На начало 2021 г. установленная мощность генерирующих источников в Молдове составила 490 МВт, а производство электрической энергии-брутто - 983 млн. кВт·ч [376].

Тепловые электростанции оказывают существенное влияние на окружающую среду, среди негативных факторов воздействия которых является влияние на водные ресурсы, которое зависит, как от мощности ТЭС, так и от объема использованных водных ресурсов. Суммарное водопотребление тепловыми электростанциями, например, России составляет 23 млрд. $м^3$/год [76]. Молдавская ГРЭС потребляет в год около 724,5 млн. $м^3$ воды [67]. Крупные ТЭС и АЭС требуют для охлаждения турбоагрегатов расхода воды в 100 $м^3$/сек и более и сбрасывают такое же количество воды, подогретой на 8-10 ^oC летом и 11-14 ^oC зимой, что вызывает изменение гидрологического режима водоемов-охладителей, и, следовательно, условий обитания гидробионтов [230].

При доминировании ТЭС и АЭС, энергетический комплекс европейских стран включает значительное число гидроэлектростанций, которые удовлетворяют 15,6% потребностей ЕС в электроэнергии, а в ряде стран гидроэнергетика покрывает более 50% потребления: в Исландии (73%), Швейцарии (62%), Австрии (60%), Латвии (55%), в Норвегии (100%) [379]. На территории России функционируют 102 гидростанции мощностью свыше 100 МВт, 2 гидроаккумулирующие электростанции (300 и 1200 МВт) и 53 ГЭС мощностью от 10 до 100 МВт [370]. Гидроэнергетический комплекс Украины составляют 10 ГЭС мощностью свыше 10 МВт и 3 гидроаккумулирующие ГЭС, самая мощная из которых Днестровская ГАЭС, мощностью 1248 МВт, расположенная в Черновицкой области. На территории Молдовы расположена Дубоссарская ГЭС мощностью 48 МВт [230].

В Европейском Союзе большинство крупных ТЭС в качестве систем охлаждения используют градирни. Градирни имеют замкнутый контур, что значительно улучшает экологический аспект - охладительные установки снижают тепловую нагрузку на водоемы, которые ранее входили в процесс охлаждения технологического оборудования.

Для тепловых электростанций наиболее экономичной по капитальным затратам и эксплуатационным расходам является прямоточная система водоснабжения, поэтому подавляющее большинство ТЭС и АЭС Украины и России построены вблизи рек и снабжены прямоточными системами водоснабжения для охлаждения агрегатов станций, когда вода через систему охлаждения проходит лишь один раз.

Несмотря на теоретическую и практическую значимость и актуальность изучения экологических процессов, протекающих в водоемах-охладителях ТЭС и АЭС, и в

водохранилищах ГЭС, не все водные объекты, связанные с электроэнергетикой попали в поле зрения исследователей, что, в первую очередь, обусловлено отдаленностью от объектов изучения научных центров. За последние десятилетия опубликовано мало работ, в которых отражены процессы, происходящие в биоте этих экосистем, в том числе и водоемов-охладителей, а интерес к данной проблеме существенно снизился. Так, в Украине в 1960–1990 гг. исследования проводились на всех крупных водоемах-охладителях ТЭС, на охладителях Чернобыльской и Южно-Украинской АЭС, а в настоящее время – только на водоеме Хмельницкой АЭС. Практически свернуты исследования по вопросам «термального загрязнения» в Беларуси [130].

Бóльшая часть исследований водоемов-охладителей, включая реакции гидробионтов, в том числе и макрозообентоса, на изменение условий среды обитания вследствие функционирования тепловых и атомных электростанций сосредоточена на речных экосистемах (водохранилищах) [41, 81, 125, 128, 136, 137].

Число ТЭС и АЭС использующих водохранилища-охладители с оборотной системой водоснабжения меньше, чем с прямоточной и большинство их расположено в Украине. Среди водохранилищ-охладителей замкнутого цикла в разной степени зообентос в последние десятилетия изучен на следующих водоемах. В Украине: оз. Лиман – охладителя Змиевской ГРЭС [39, 144], водоема-охладителя Чернобыльской АЭС [126, 137, 139], Ташлыкского водохранилища - охладителя Южно-Украинской АЭС [112], а также охладителя Хмельницкой АЭС [127, 135, 138, 353]. В России: водоёма-охладителя Балаковской АЭС [33, 34, 35], пруда-охладителя Курской АЭС [140, 144]. В Белоруссии: озера Лукомльского – охладителя Лукомльской ГРЭС [84, 133, 333], озера Белое – охладителя Березовской ГРЭС [86].

Молдавская ГРЭС относиться к электростанциям с оборотной системой водоснабжения. Степень воздействия МГРЭС на водоем-охладитель, главным образом термофикацией, находится в прямой зависимости от объемов вырабатываемой электроэнергии. Функционирование экосистемы водохранилища характеризуется периодами естественного термического режима (1964-1965 гг.), слабой тепловой нагрузки (1966-1970 гг.), умеренной термофикации (1976-1977 гг.), максимальной термофикации (1981-1984 гг.), сниженной термофикацией (1990-2000 гг.) и незначительным ростом термофикации в последнее время [200, 202, 231].

Изменения, происходящие под воздействием природных и антропогенных факторов, характерны для всех компонентов биоты экосистем водохранилищ, независимо от их генезиса и выполняемой функции (водохранилища ГЭС или водоемы-охладители).

При этом наиболее информативными компонентами биоты водохранилищ для анализа происходящих в экосистемах изменений и оценки их экологического состояния являются организмы зообентоса.

Исследования зообентоса Кучурганского водохранилища

Специальных работ по изучению донной фауны Кучурганского водохранилища (лимана) до ввода в эксплуатацию в 1964 г. Молдавской ГРЭС не было. Отдельные сведения об этой экологической группе беспозвоночных лимана встречаются в работах М. Ярошенко, Ю. Марковского, Ф. Мордухай-Болтовского, И. Дедю и В. Чокырлан [200]. С момента основания Института зоологии АН Молдовы в 1961 г., роль его гидробиологической школы, основанной академиком М. Ярошенко, в комплексном исследовании гидрофауны Кучурганского водохранилища является основополагающей. Фундаментальные основы исследований, заложенные академиком М. Ярошенко, нашли свое дальнейшее развитие под руководством таких далеко известных за пределами Молдовы гидробиологов, как Ф. Чорик в 1991-1992 гг., а с 1992 г. - академика И. Тодераш, который продолжил развитие молдавской гидробиологической школы.

В результате проведенных Институтом зоологии исследований к началу 1980-х гг. в водохранилище-охладителе были отмечены 190 видов донных гидробионтов, из 24 систематических групп, среди которых преобладали олигохеты, хирономиды, моллюски и понто-каспийские ракообразные. Малакофауну водоема исследовали М. Ярошенко и Ф. Гонтя, которые отмечали 16 видов легочных моллюсков, а также таких литореофилов, как *Theodoxus fluviatilis*, *Th. danubialis*, *Viviparus viviparus*, *Fagotia acicularis* [200].

Специфической особенностью донной фауны Кучурганского водохранилища является наличие в ней значительного количества понто-каспийских видов [171, 182, 205, 347]. Особенности развития каспийской фауны лимана до превращения его в водохранилище-охладитель нашли свое отражение в работах М. Ярошенко, И. Дедю, В. Чокырлан, которые отмечали, что видовое разнообразие понто-каспийцев составляло 26% от всего видового разнообразия донной фауны. В разные периоды функционирования водоема в нем отмечалось обитание 15 понто-каспийских видов амфипод [182].

Особенности развития каспийских видов зообентоса Кучурганского водохранилища впоследствии были отражены в работах М. Владимирова, где он отметил, что из 158 видов донных гидробионтов 24 вида (или 15,2%) представляли каспийскую фауну [27]. Особое внимание уделялось такому важному компоненту зообентоса, как дрейссене. М. Владимиров и И. Тодераш [26] изучили ее продукцию в водохранилище и

эффективность утилизации рыбами. Функциональную роль понто-каспийцев в биогенной миграции микроэлементов исследовали И. Тодераш и Е. Зубкова [153, 154].

В период максимальной тепловой нагрузки на водохранилище (1981-1984 гг.) комплексные исследования зообентоса осуществляли И. Тодераш и М. Владимиров, которые легли в основу далеко известной за пределами Молдовы фундаментальной монографии «Биопродукционные процессы в водохранилищах-охладителях ТЭС». Было установлено, что в результате термофикации произошло изменение структуры сообществ зообентоса, видовое разнообразие донных сообществ Кучурганского водохранилища сократилось на 70 видов. В тоже время учеными Института зоологии на данном этапе развития гидробиологического режима и биоты водоема-охладителя было зарегистрировано 25 ранее не отмеченных видов, в основном из хирономид и моллюсков. В итоге к этому времени фауна зообентоса насчитывала около 168 видов. В 1984 г. вышла в свет монография И. Тодераш «Функциональное значение хирономид в экосистемах водоемов Молдавии», в которой значительное внимание уделяется фауне этих амфибиотических насекомых Кучурганского водохранилища, их биологии и продукции, а также месту в биотическом балансе зообентоса [200].

Особенности и механизмы накопления и миграции микроэлементов в организмах зообентоса Кучурганского водохранилища отражены в работах Е. Зубковой и ее научной школы [60, 61, 145, 146, 226, 227, 289].

Наряду с изучением сукцессионных процессов в зообентосе при различных уровнях антропогенной нагрузки на водоем-охладитель, исследуется проблема видов-вселенцев в Кучурганском водохранилище [98, 192, 193, 217, 220, 270, 349, 350, 351].

Одним из приоритетных направлений гидробиологических исследований Кучурганского водохранилища остаются биоиндикационные исследования и оценка экологического состояния водоема-охладителя по зообентосу [183, 186, 196, 201, 218].

Исследования зообентоса Дубоссарского водохранилища

Начало комплексным исследованиям гидрофауны Дубоссарского водохранилища было положено Институтом зоологии АН Молдовы сразу после зарегулирования Днестра в 1955 г. [19]. До образования водохранилища донную фауну этого участка Днестра формировал реофильный комплекс, включающий 187 видов гидробионтов со средней плотностью до 1800 экз./м^2. Низкая численность зообентоса явилась следствием непостоянного гидрологического режима реки с быстрым течением, способствующим постоянному перемешиванию донных отложений [255].

В первый год становления Дубоссарского водохранилища произошло значительное обеднение таксономического состава зообентоса и перестройка его экологического состава, в результате чего видовой состав сократился до 75 видов [19]. В основном из состава донной фауны выпали доминировавшие здесь ранее лито- и псаммореофильные виды, в том числе хирономиды *Cryptochironomus rolli*, *Cr. zabolotzkii*, понто-каспийские ракообразные *Corophium curvispinum*, *C. chelicorne* и др. Большинство ранее массовых видов сократили свое обилие – *Theodoxus danubialis, Th. fluviatilis, Fagotia acicularis, F. esperi, Lithoglyphus naticoides, Viviparus viviparus, Limnodrilus newaensis, Jaera sarsi, Tanytarsus exiguus, Hydropsyche ornatula* [242]. Из обитавших ранее на этом участке Днестра 15 видов понто-каспийских иммигрантов в составе донной фауны водохранилища остались 7 - *Dreissena polymorpha, Dikerogammarus villosus, D. haemobaphes, Chaetogammarus tenellus,Ch. warpachowskyi, Pontogammarus obesus, Jaera sarsi* [256]. В состав основных компонентов зообентоса перешли *Limnodrilus hoffmeisteri, Tendipes semireductus, Procladius sp., Cryptochironomus fuscimanus*. Количественное обилие и биомасса зообентоса в первый год существования водохранилища были достаточно скудными и не превышали в среднем 1150 экз./м^2 с биомассой 7,8 г/м^2 [19].

В последующие годы имело место стабилизация гидроэкологических условий водохранилища, что привело к росту видового состава донной фауны до 117 при сохранении доминирующего положения *Limnodrilus hoffmeisteri, Tendipes semireductus, Procladius sp.,* придающих донной фауне пелофильные черты. Среди реофильных форм преобладали *Limnodrilus newaensis, Ilyodrilus moldaviensis, Chironomus thummi*, *Cryptochironomus defectus, Dikerogammarus villosus bispinosus, Chaetogammarus tenellus, Pontogammarus obesus* и др. Из моллюсков обычными вновь стали *Lithoglyphus naticoides, Viviparus viviparus, Theodoxus danubialis, Th. fluviatilis.* В целом донная фауна водохранилища приобрела черты пело-реофильного биоценоза [242]. Изменения среды обитания способствовали созданию благоприятных условий для таких моллюсков, как *Phisa fontinalis, Ancylus lacustris, Dreissena polymorpha*; хирономид - *Tanytarsus lauterborni, Cryptochironomus demeijerei, Endochironomus dispar, Eukiefferiella bicolor* и др.

Таксономический состав олигохет Дубоссарского водохранилища подробно описал М. Ярошенко [257]. Фауна малощетинковых червей была представлена 60 видами, в том числе: Aeolosomatidae – 2 вида, Naididae – 21, Tubificidae – 22, Enchytraeidae – 6, Lumbriculidae – 3, Glossoscolecidae – 1 и Lumbricidae – 5 видов. Доминирующими видами были эврибионтные *Dero sp., Limnodrilus hoffmeisteri, L. udekemianus, L. claparedeanus, Ilyodrilus hammoniensis, I. moldaviensis*. Олигохеты входили в состав лито-, псаммо-,

пелореофильного, пелофильного и фитофильного ценозов. Средняя численность доминирующего состава олигохет достигала 10460 экз./м^2. Среднемноголетние показатели развития олигохет составляли 7013 экз./м^2 с биомассой 15,31 г/м^2, что формировало соответственно 77% численности и 40% биомассы донной фауны водохранилища.

С 1956 г. в Дубоссарское водохранилище для улучшения его кормовой базы из Кучурганского водохранилища были вселены мизиды *Mesomysis kowalewskyi, Katamysis warpachowskyi, Limnomysis benedeni* и кумацея *Caspiocuma campylaspoides*. Из вселенных ракообразных наиболее пластичной и приспособленной к новым условиям обитания оказалась *Limnomysis benedeni*, численность которой в дночерпательных пробах последствии местами доходила до 1386 экз./м^2 [19].

В целом, основу донной фауны водохранилища в первые годы его становления формировал олигохетно-хирономидный комплекс при численном доминировании малощетинковых червей, главным образом *Limnodrilus hoffmeisteri* (до 15000 экз./м^2 и встречаемости в пробах до 90%)*, Limnodrilus claparedeanus, Ilyodrilus hammoniensis, Ilyodrilus moldaviensis*.

Спустя 5 лет после образования водохранилища общая численность зообентоса на единицу площади увеличилась в 11 раз, составив в среднем 9770 экз./м^2, а биомассы в 47 раз, достигнув в среднем 40 г/м^2 [19]. При этом в формировании биомассы донной фауны верхнего и среднего участков водохранилища решающее значение имел биосток из верхнего Днестра, в нижнем участке зависимость количественного развития зообентоса от биостока сверху была минимальна. Общая численность и биомасса основных групп зообентоса в течение года сильно, и подчас резко менялась, без четкой сезонной закономерности.

Таким образом, в результате зарегулирования Днестра в Дубоссарском водохранилище произошли коренные изменения в структуре и обилии донной фауны. Произошла перестройка лито- и псаммореофильной фауны, сопровождающаяся ее сокращением и преобладанием пелореофильной фауны с доминированием олигохет и хирономид.

В середине 1960-х гг. видовой состав, экологию и распространение донных ракообразных бассейна Днестра активно исследовал И. Дедю [43]. Для самой массовой мизиды Дубоссарского водохранилища *Paramysis lacustris* приводились данные о ее заселении галечных, песчаных и илистых с детритом и песком грунтов с численностью 50-300 экз./м^2. Ядро фауны амфипод водохранилища формировали *Dikerogammarus villosus bispinosus* и *D. haemobaphes.* Будучи эвриэдафическим видом, *D. villosus bispinosus*

заселял самые разнообразные грунты водохранилища и после зарегулирования реки увеличил свою численность с 150 экз./м^2 и биомассы 1,7 г/м^2 до 300 и выше экз./м^2 весом 3,3 г/м^2 [44]. Наряду с этим видом *D. haemobaphes,* заселяя различные биотопы, также увеличил свою численность с 46-49 экз./м^2 до 1500 экз./м^2.

Начиная с 1970-х годов донную фауну Дубоссарского водохранилища активно изучали И. Тодераш и М. Владимиров. В этот период в составе зообентоса было отмечено 130 видов (из них 25 доминирующих), против 179 в 1955-1959 гг. [22]. К сокращению видового состава привело исчезновение многих реофильных и оксифильных форм. Основные виды зообентоса являлись пело- и псаммофильными формами. Наибольшее видовое разнообразие было характерно для олигохет (55 видов, из которых 5 доминирующих) и личинок хирономид (30 видов, 10 доминирующих), высшие ракообразные были представлены 12 видами (5 доминирующих), моллюски – 18 (4 доминирующих), на долю остальных групп донной фауны приходилось всего 15 видов, в том числе 1 вид доминирующих поденок – *Heptagenia sulphurea*.

Основу таксономического состава малощетинковых червей формировали в основном тубифициды (22 вида) и наидиды (20 видов). Среди них основную долю составляли *Limnodrilus claparedeanus, L. udekemianus, L. hoffmeisteri, Potamothrix hammoniensis, Psammoryctes barbatus* и др., численность которых выросла до 16660 экз./м^2, доходя а в зонах сброса сточных вод богатых органикой и до 21700 экз./м^2.

Впервые для водохранилища зообентос начал рассматриваться с нового аспекта – как показатель степени загрязнения водной экосистемы [20, 22]. Среди индикаторных организмов из числа 25 массовых форм зообентоса 15, или 60% от общего их количества, составляли бета-мезосапробы, 3 - полисапробы, 1 – поли-альфа-мезосапроб, 4 – альфа-мезосапробы. Отдельное внимание уделялось видовому составу зообентоса в зонах выпуска промышленно-бытовых сточных вод. Было установлено, что видовой состав в этих зонах ограничивался около 10 видами летом и 14-25 зимой, иногда в среднем за год до 50 видов, из которых 50-75% приходилось на олигохет и личинок хирономид. Основная доля гидробионтов состояла из бета- и альфа-мезосапробных видов. Средняя численность донных гидробионтов колебалась в пределах 35-1852 экз./м^2 летом и 421-4110 экз./м^2 в осенне-зимний период, а биомасса не превышала летом 0,14-0,63 г/м^2 и 0,08-5,0 г/м^2 осенью и зимой. Особо массово развивались в зонах загрязнения олигохеты, где *Tudifex tubifex* достигал 19840 экз./м^2, а *Limnodrilus hoffmeisteri* - 60800 экз./м^2 [22].

Фауна хирономид Дубоссарского водохранилища детально исследована И. Тодераш [149, 151, 152], описавшим 44 вида, в том числе 22 из подсемейства

Chironominae, 14 видов Orthocladiinae и 8 видов Tanypodinae. Среди личинок хирономид, при средней численности в зонах сброса сточных вод 520-530 экз./м^2 и биомассе 0,5-1,2 г/м^2, доминировали *Polypedilum breviantenatum* (до 160 экз./м^2), *P. scalaenum* (до 120 экз./м^2), *Cryptochironomus monstrosus* (до 320 экз./м^2), *Cryptochironomus defectus* (до 80 экз./м^2), *Chironomus plumosus* (около 80 экз./м^2). В этот период для Дубоссарского водохранилища И. Тодераш [149] приводит несколько новых оксифильных видов хирономид, среди которых *Cricotopus dizonias* и *Chaetocladius piger*. В тоже время, ухудшение экологических условий водохранилища привели к выпадению из состава фауны хирономид 9 псаммофильных и оксифильных видов. Средние показатели численности и биомассы хирономид в водохранилище в период 1971-1974 гг. составили 1645 экз./м^2 (9,1% от общей численности бентоса) и 6,13 г/м^2 (4,1% от общего и 15,1% от «мягкого» зообентоса) [151]. Заметно выросла численность видов-индикаторов высокой степени сапробности, в том числе *Chironomus plumosus* (до 1560 экз./м^2), *Ch. thummi* (до 3040 экз./м^2) и *Tanypus punctipennis* (до 3680 экз./м^2) [152].

Малакофауну водохранилища исследовал Ф. Гонтя [38], отметивший здесь 21 вид, в том числе 9 двустворчатых и 12 брюхоногих моллюсков различных экологических групп, в том числе реофилов *Theodoxus fluviatilis, Th. danubialis, Th. transversalis, Viviparus viviparus, Bithynia tentaculata* и др. К середине 1970-х гг. более 11 видов моллюсков перестали, либо стали реже фиксироваться [22]. В зонах сброса загрязненных вод малакофауна была представлена 4-6 видами – *Sphaerium rivicola* (до 320 экз./м^2), *Theodoxus fluviatilis* (до 120 экз./м^2), *Lithoglyphus naticoides* (до 600 экз./м^2) [20].

В середине 1970-х гг. из состава фауны ракообразных выпали 2 вида (*Jaera sarsi* и *Pontogammarus obesus*), остальные значительно сократили свою численность в среднем до 34 экз./м^2, что было примерно в 15 раз меньше по сравнению с 1955-1960 гг. [22]. В зоне сброса сточных вод ракообразные были представлены всего тремя видами гаммарид (*Dikerogammarus haemobaphes, D. villosus* и *Chaetogammarus warpachowskyi*) с общей численностью 22 экз./м^2 и биомассой 0,03 г/м^2, и мизидами *Paramysis lacustris.* Отмечены по одному виду поденок (*Heptagenia sulfurea* - до 120 экз./м^2) и ручейников (*Hydropsyche ornatula* - до 200 экз./м^2) [20]. Среди ракообразных стали реже встречаться ранее многочисленные гаммариды *Chaetogammarus ischnus*, мизиды *Limnomysis benedeni* и *Katamysis warpachowskyi*, кумацеи *Pseudocuma cercaroides* и *P. graciloides*.

Постоянное загрязнение Дубоссарского водохранилища промышленными и хозяйственно-бытовыми сточными водами, смывами с полей в целом привело к заметному сокращению видового состава высших ракообразных, резкому снижению

численности гаммарид и некоторому росту численности мизид, оказавшихся более устойчивыми к органическому загрязнению [21]. Так в начале 1970-х гг. в сравнении с концом 1950-х гг. численность мизид в водохранилище увеличилась в 5-6 раз, составив в среднем по акватории водоема 36 экз./м^2 с биомассой 0,2 г/м^2. На отдельных участках максимальная плотность *Paramysis lacustris* достигала 1500-1700 экз./м^2 с биомассой 3-11 г/м^2. Численность фитофильной *Limnomysis benedeni* иногда доходила до 700 экз./м^2 с биомассой 2,1 г/м^2. Возросла также и численность ранее интродуцированных вместе с мизидами кумовых ракообразных (преимущественно *Pseudocuma cercaroides*), плотность которых местами составляла 280 экз./м^2 с биомассой 0,3 г/м^2 [23].

Значение зообентоса, как кормового ресурса ихтиоценоза Дубоссарского водохранилища изучали М. Ярошенко и др. [258]. Кормовая база водохранилища насчитывала 162 вида донных беспозвоночных, из которых олигохеты составляли 38, моллюски – 21, поденки – 10, личинки двукрылых – 62 (в том числе 45 видов хирономид). При средней численности зообентоса 5800 экз./м^2, на долю олигохет приходилось 76%, а хирономид – 22%. Средняя кормовая биомасса была равна 42 г/м^2 и на 70% состояла из моллюсков, 22% из олигохет и 3,5% из хирономид. Наиболее скудной донная фауна была в верхнем участке - 2700 экз./м^2 (91% олигохет) и 16,7 г/м^2 (70% олигохет и 30% моллюсков). В нижнем участке водохранилища она была обильнее – в среднем 6000 экз./м^2 (68% олигохет и 30% хирономид) с биомассой 68 г/м^2 (10% олигохет, 4% хирономид и 86% моллюсков). И. Тодераш и М. Владимиров [24] приводят следующие данные по биомассе кормового зообентоса Дубоссарского водохранилища: олигохеты – 38,2 г/м^2, хирономиды - 6,13 г/м^2, гаммариды – 0,12 г/м^2, мизиды – 0,32 г/м^2.

Интересные исследования провели М. Ярошенко и Г. Степанова [259], изучая меристические характеристики и биохимический состав мизид *Limnomysis benedeni*. Они установили, что средний размер самцов варьирует в пределах 10,1 мм при среднем весе 10,0 мг, а самок – 9-11 мм при весе 11,6 мг. Мизиды обладают высокой кормовой ценностью для рыб, особенно молоди, отличаясь обилием белков, жиров и углеводов.

В 1980-1990-х годах продолжилась трансформация донной фауны водохранилища. В структуре зообентоса преобладал олигохетно-хирономидный комплекс и моллюски. Широко распространилась *Dreissena polymorpha*, на отдельных участках водохранилища почти полностью вытеснив другие виды моллюсков. С конца июля численность ее велигеров в толще воды достигала местами 120 тыс. экз./м^3 [246]. К началу 1980-х гг. биомасса дрейссены возросла в среднем до 675 г/м^2 против 56 г/м^2 в конце 1950-х гг. [25].

Фауна олигохет водохранилища также претерпела структурные изменения. Видовое разнообразие малощетинковых червей сократилось почти на 50%. Облик олигохетофауны сместился в сторону пелофильности, среди доминантов оказались такие эврибионты, как *Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedeanus, Tubifex tubifex, Potamothrix hammoniensis* и др. [120]. В условиях интенсивного органического загрязнения усилилась тенденция роста численности и биомассы олигохет в водохранилище.

Количественные значения биомассы зообентоса Дубоссарского водохранилища в 1986-1989 гг. составили 1157,7 г/м^2, из которых на долю моллюсков приходилось 89,9%, в том числе 78,2% на дрейссену. В «мягком» зообентосе по продукционным показателям преобладали олигохеты [293].

Продолжились биоиндикационные исследования Дубоссарского водохранилища. С применением различных индексов была установлена степень сапробности водоема, которая по Пантле-Букку составила в среднем 2,15 и 2,38 по Ротшайну, что соответствует бета-мезосапробному состоянию водоема. Олигохетный индекс Гуднайта-Уитлея варьировал в пределах 0,57-0,79, что указывало на рост органического загрязнения. Была установлена тенденция некоторого снижения показателей сапробности в сравнении с предыдущим периодом исследований водохранилища. Наблюдалось сокращение численности популяций высокосапробных видов (*Limnodrilus hoffmeisteri, Chironomus plumosus, Ch. thummi, Sphaerium corneum, Sphaeriastrum rivicola*) и появление некоторых видов олиго- и олиго-бетамезосапробного комплекса (*Cricotopus biformis, Crassiana crasa, Corophium nobile, Pterocuma pectinata* и др.) [30]. Из 16 видов моллюсков-индикаторов сапробности водохранилища свыше 80% относились к олиго- и *β*-мезосапробам и только один вид (*Sphaeriastrum rivicola*) – к *α*-мезосапрбам [38]. В целом, в водохранилище на заиленных песках и серых илах преобладал *β*-мезосапробный комплекс макрозообентоса, на долю которого приходилось более 80% видового разнообразия донной фауны.

С 2000 г. по настоящее время исследования зообентоса Дубоссарского водохранилища продолжают гидробиологи Института зоологии Молдовы, с 2009 г. С. Филипенко [17, 18, 68, 99, 199, 206, 219, 221, 232, 235, 236, 239, 242].

В результате исследований гидробиологов Института зоологии Молдовы в 2009-2011 гг. установлено, что из 120 видов донных беспозвоночных Днестра, 107 встречались в Дубоссарском водохранилище, в том числе 18 видов двустворчатых и 41 вид брюхоногих моллюсков, 32 вида личинок амфибиотических насекомых, 6 видов ракообразных и 10 видов кольчатых червей [251].

Л. Билецки, О. Мунжиу, И. Шубернецкий и Н. Андреев [301] исследовали состояние и количественные характеристики популяций наиболее распространенных моллюсков водохранилища. Наиболее массовыми видами были *Dressena polymorpha* (305-1134 экз./м^2 с биомассой 136-391 г/м^2) и *Theodoxus fluviatilis* (77-824 экз./м^2 с биомассой 4,77-51,8 г/м^2). Остальные виды (*Viviparus viviparus, Lithoglyphus naticoides, Bithynia tentaculata, Lymnaea auricularia, Physa fontinalis*) встречались в количестве 3-8 экз./м^2. Средняя численность моллюсков составила 1190 экз./м^2 с биомассой 311 г/м^2.

Проводились исследования роли дрейссены, как ключевого элемента сбалансированного функционирования водоема и кормового объекта [97]. Установлено, что только на приплотинном участке водохранилища общие ее запасы составляют более 32 т. Исследования показали, что содержание азота в моллюсках в пересчете на абсолютно сухое вещество (АСВ) составляет около 1,0-1,3% от общей массы, а содержание фосфора - около 1%. В мягкой части тела дрейссены содержание белков достигало 42%, фосфора - 15%, а зольность составила 7-8%, в пересчете на АСВ. Таким образом, мягкая часть тела обладает довольно высокой пищевой ценностью. АСВ целого тела составляет 40-44% от биомассы живой дрейссены. В 2015-2018 гг. численность дрейссен в водохранилище увеличилась, в том числе и за счет появившегося чужеродного вида *Dreissena rostriformis bugensis*, и варьировала в пределах 40-640 экз./м^2, с биомассой 4-334 г/м^2 [102].

Наиболее полная информация о современной структуре зообентоса Дубоссарского водохранилища приводится в работах О. Мунжиу, Е. Зубковой, И. Тодераш и др. [100, 101], которые отмечают 149 видов донных беспозвоночных в период 2013-2015 гг. Больше всего видов выявлено в таких группах, как Mollusca – 35, Chironomidae – 34, Crustacea - 24 и Annelida – 18. Самые малочисленные и наиболее чувствительные к загрязнению группы в видовом отношении - Trichoptera и Ephemeroptera (7 и 6 видов). В среднем общая численность зообентоса составила 7930 экз./м^2 при биомассе 216 г/м^2; численность «мягкого» зообентоса была на уровне 6447 экз./м^2 с биомассой 17 г/м^2.

Доминирующими среди олигохет оказались 4 вида, хирономид – 10, мизид – 2, гаммарид – 3, брюхоногих моллюсков – 10, двустворчатых – 2 вида. Редко встречались: *Hypania invalida*, *Pristina bilobata*, *Prodiamesa olivacea*, *Coryoneura celeripes*, *Cryptochironomus vulneratus*, *Oecetis lacustris, Orthotrichia costalis*, Megaloptera (Sialidae), *Pisidium casertanum*, *Caspiohydrobia sp.* и *Theodoxus transversalis*. Отмечено почти полное исчезновение из состава донной фауны такого вида поденок, как *Palingenia longicauda*.

Из 24 видов ракообразных этого периода исследований, 10 относились к ранее интродуцированным, среди которых чаще всего встречались: *Dikerogammarus*

haemobaphes, *D. villosus*, *Pontogammarus robustoides*, *Katamysis warpachowskyi*, *Limnomysis benedeni*, *Paramysis lacustris*, *Pseudocuma (Stenocuma) cercaroides*, *Pterocuma pectinata*.

Детальные исследования олигохетофауны провел П. Витион [292], распределив виды в зависимости от населяемого субстрата по лито-, псаммо-, пело-, агрило- и фитореофильному биоценозам. Было установлено, что наиболее многочисленная олигохетофауна характерна для пелореофильного (*Tubifex tubifex, T. nevaensis*, *I. hammoniensis, I. bedoti, Psammoryctes barbatus, Nais behningi, Spercaria josinae, Dero digitata, Vejdovskyella comata, V. intermedia, Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedianus, L. udekemianus, Ophidonais serpentina, Isochaetides michaelseni, Pristina rosea, P. bilobata*) и псаммореофильного (*Amphichaeta leydigi, Ilyodrilus moldaviensis, Propappus volri, Potamodrilus stephensoni, Nais bretscheri, Limnodrilus profundicola, L. claparedeianus, L. michaelseni, Tubifex ignotus, T. filum, Pristina rosea, P. bilobata*, *P. aeguiseta*, *P. longiseta, Rhyacodrilus falciformis*) зооценозов. Был изучен трофический статус олигохет и установлено, что в трофической структуре их популяций доминирующее положение занимают эврибионтные детритофаги с преобладанием *Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedianus, L. udekemianus, L. michaelseni, Ilyodrilus moldaviensis.*

В 2015-2018 гг. в зообентосе водохранилища насчитывалось уже 169 видов [102], при этом практически исчезли такие чувствительные к загрязнению виды, как *Oligoneuriella rhenana*, *Palingenia longicauda, Ephoron virgo*, *Hydropsyche ornatula.* Отмечено появление новых видов гидробионтов: *Coryoneura celeripes*, *Cryptochironomus vulneratus*, *Orthotrichia costalis, Ephemera lineata*, а также и инвазивных: *Branchiura sowerbyi*, *Dreissena bugensis*, *Ferrisssia fragilis* [99, 100, 338].

1.2. Особенности использования зообентоса в системе биологического мониторинга водных экосистем.

Формированию системы экологического мониторинга отводится ключевая роль при реализации экологической политики, эффективного экологического управления и охране окружающей среды. В странах ЕС уделяется большое внимание мониторингу поверхностных вод. В Европейской Рамочной водной директиве (WFD), основной целью определено достижение хорошего экологического статуса для всех водных экосистем. 8 статья WFD посвящена вопросам мониторинга состояния поверхностных вод, подземных вод и охраняемых зон. Отмечено, что государства-члены должны обеспечить организацию программ для мониторинга состояния воды для того, чтобы получить взаимосвязанный и полный обзор состояния воды по каждому району речного бассейна [375].

Одним из биологических показателей качества для классификации экологического состояния поверхностных вод, включая искусственные и сильно измененные поверхностные водные объекты, Директива определяет состав и обилие донной беспозвоночной фауны. WFD дала новый импульс развитию и совершенствованию системы биоиндикации, основные принципы которой были разработаны еще в начале XX века Kolkwitz и Marsson, предложившими понятия сапробности и биологического самоочищения вод [134]. WFD связана с европейской информационной системой EUROWATERNET, которая использует данные из существующих национальных баз данных. Рамочная водная директива представляет сегодня для всех государств-членов ЕС основной нормативный справочник в области мониторинга и сохранения водных ресурсов. WFD большое внимание уделяет целостности экосистем, а не простому обнаружению загрязнения [323], что явилось самым примечательным и инновационным аспектом, так как оценка качества воды сместилась с простого химического к экологическому подходу [342].

В экологическом мониторинге произошел переход от физико-химического к комплексному контролю качества вод, включающему биологический, который становятся все более важными в качестве обязательного дополнения к традиционным химико-физическим методам оценки антропогенного воздействия [300, 302, 315].

Биологические тесты в оценке состояния окружающей среды играют особую роль. Это связано с тем, что результаты химического анализа, проводимого с помощью сложного аналитического оборудования, во многих случаях не позволяют оценить истинную опасность влияния тех или иных загрязнителей на среду обитания, прогнозировать последствия их воздействия на живые организмы. Многообразные загрязняющие вещества, попадая в окружающую среду, могут претерпевать в ней различные превращения, усиливая при этом свое токсическое действие.

Наличие в водоемах различного рода химических загрязнителей само по себе не говорит о степени токсичности воды для живых организмов. Токсичность - характеристика биологическая и не может быть определена без биологического объекта. Биологические методы дают интегральную оценку вреда, вызываемого суммарным действием всех токсикантов с учетом их синергизма и антагонизма. Огромную роль при этом играют методы биотестирования и биоиндикации [186]. Под биотестированием понимают приемы исследования, при котором о качестве среды и факторах, действующих на организмы самостоятельно или в сочетании с другими, судят по выживаемости, состоянию и поведению специально помещенных в эту среду организмов - тест-объектов.

Биоиндикация - родственный биотестированию прием, использующий для этих же целей организмы, обитающие в исследуемой среде. При выборе таких организмов необходимо соблюдать определенные требования, среди которых возможность фиксировать четкий, воспроизводимый и объективный отклик на воздействие внешних факторов, чувствительность этого отклика на малые содержания загрязнителей и др.

Биоиндикацию можно определить [250], как совокупность методов и критериев, предназначенных для поиска информативных компонентов экосистем, которые могли бы:

- адекватно отражать уровень воздействия среды, включая комплексный характер загрязнения с учетом явлений синергизма действующих факторов;
- диагностировать ранние нарушения в наиболее чувствительных компонентах биотических сообществ и оценивать их значимость для всей экосистемы в ближайшем и отдаленном будущем.

Основу структуры биологического мониторинга составляют подпрограммы, содержание которых определяется уровнем организации биологических систем. Субклеточному уровню организации соответствует генетический мониторинг; клеточному – биохимический; популяционному и биоценологическому – экологический мониторинг. Наибольшее внимание уделяется экологическому мониторингу, что свидетельствует о признании за этой подпрограммой ведущей роли в биологическом мониторинге [186].

В гидробиологических исследованиях используется свыше 60 методов мониторинга, включающих различные характеристики зообентоса [10]. В зависимости от рассматриваемых параметров бентоса или применяемого математического аппарата, эти методы можно условно разделить на 17 групп: 1) обилие организмов; 2) статистическое распределение организмов; 3) соотношение численность/биомасса; 4) число видов и удельное видовое богатство; 5) характер доминирования, ранговые распределения; 6) соотношение крупных таксонов и экологических групп; 7) пространственное распределение организмов, характеристики дрифта; 8) трофическая структура; 9) морфологические изменения; 10) функциональные характеристики; 11) системы сапробности, токсобности и сапротоксобности; 12) биотические индексы; 13) обобщенная функция желательности; 14) корреляционные связи, методы теории графов; 15) многомерные методы сравнения структуры сообществ; 16) комбинации вышеприведенных методов; 17) комплексные методы, включающие зообентос как один из компонентов.

Достаточно полно охарактеризовать экологическое состояние водоемов по биологическим показателям можно при условии детальных фаунистических данных по

основным группам гидробионтов. Для гидробиологического анализа качества вод могут быть использованы практически все группы организмов: планктонные и бентосные беспозвоночные, водоросли, макрофиты, бактерии и грибы. Каждая из них, выступая в роли биологического индикатора, имеет свои преимущества и недостатки, которые и определяют границы ее использования при решении задач биоиндикации. На начальных стадиях эвтрофирования водоемов до наступления стабилизации концентрации фосфора в воде хорошим индикатором является фитопланктон, на следующих этапах процесса наиболее доказательно состояние бентических сообществ [184, 186, 275, 290, 330, 377].

В пресноводном биомониторинге зообентос представляют собой наиболее широко используемую группу организмов, в связи с их различной чувствительностью к изменениям химических характеристик толщи воды и физических свойств мест обитания [330, 356, 360, 361]. Организмы зообентоса являются гетерогенной группой широко распространенных и многочисленных организмов, которые относительно легко собрать, идентифицировать и количественно описать. Более того, относительно большая продолжительность жизненного цикла многих видов и их постоянное присутствие в том же местообитании делают анализ структуры их сообществ эффективным инструментом оценки антропогенного воздействия в течение длительного периода времени [186, 302].

Методы биомониторинга с использованием макрозообентоса сегодня широко используются в пресноводной экологии и применяются во многих странах [275, 304, 317, 360]. Наиболее полно, как преимущества, так и недостатки использования зообентоса для биомониторинга, представлены в табл. 1.1 [354].

В биологическом мониторинге качество воды оценивается с помощью различных индексов и показателей зообентоса, среди которых: число видов в определенных таксономических группах, структурные и функциональные показатели сообществ и собственно биотические индексы [275]. Биотические индексы имеют собственную балльную градацию для оценки качества воды. Но здесь существует определенная проблема, суть которой сводится к тому, что существует региональная специфика таксономического состава зообентоса, которая может влиять на величины балльной градации соответствующих индексов [134]. В этих случаях необходима адаптация, модификация индексов к особенностям региона с их последующей калибровкой.

В соответствии с тем, относятся ли различные показатели к оценкам скорости процессов или к их результатам, различают два подхода, направленные на оценку степени загрязнения природных вод.

Таблица 1.1. Преимущества и недостатки использования зообентоса в биомониторинге

Преимущества	Недостатки
1. Виды макрозообентоса широко распространены во всех типах пресных вод. 2. Большое число видов предполагает широкий спектр ответов на нарушения. 3. Малоподвижный образ жизни позволяет проводить пространственный анализ влияния нарушений. 4. Длинные жизненные циклы позволяют получить результаты влияния постоянного или неустойчивого воздействия, т.е. исследовать во временном аспекте. 5. Методы сбора и анализа качественных проб могут быть выполнены с использованием простого и недорогого оборудования. 6. Таксономия многих групп известна, доступна идентификация видов. 7. Существует много методов анализа данных для сообществ. 8. Известны реакции многих видов на различного типа загрязнения. 9. Макробеспозвоночные бентоса хорошо подходят для экспериментального изучения нарушений. 10. Биохимические и физиологические методы оценки реакции организмов на различного рода нарушения.	1. Требуется большое количество проб для осуществления достаточной выборки, что может оказаться дорогостоящим. 2. Факторы, воздействующие не прямым образом на качество воды, могут влиять на распространение и изобилие организмов. 3. Сезонные колебания могут усложнять интерпретацию и сравнение данных. 4. Явление дрифта может вносить существенный вклад в распределение организмов. 5. Слишком много методов используется для анализа. 6. Для некоторых групп не известна таксономия. 7. Макрозообентос не чувствителен к некоторым нарушениям и загрязняющим веществам.

Первую группу оценок составляют показатели, которые могут быть выражены интегралом по времени, т.е. как некоторый итог действия к моменту их регистрации. В эту группу входят показатели, характеризующие число видов, соотношение численностей, количество биомассы, и др., а также рассчитанные на их основе разнообразные индексы видового разнообразия, эквитабильности, относительного обилия, доминирования и др.

В странах Европы широко применяется система гидробиологической оценки качества вод Кольквитца-Марссона (Kolkwitz, Marsson, 1909), основанная на использовании видов-индикаторов с различной степенью сапробности и ее модификации (Patrick, 1954; Pantle, Buck, 1955; Beck, 1956; Woodiwiss, 1964; Zelinka, Marvan, 1961, 1966; Sladeček, 1973) [186]. Кольквитц и Марсон на основе различной чувствительности гидробионтов к воздействию внешней среды выделили четыре зоны сапробности и предложили списки видов-индикаторов, характерных для каждой из этих зон. Наряду с преимуществами, эта система не лишена и недостатков, затрудняющим ее применение, которые заключаются в ограниченности числа видов с известной степенью сапробности, различии сапробной валентности и индикаторного веса гидробионтов из разных географических широт (что суживает их применение), а также система не учитывает эвтрофирование водоемов, существенно влияющее на формирование качества воды [186].

Одним из наиболее распространенных индексов оценки загрязнения вод по ряду показателей донной фауны, применяемых в ЕС и других странах, следует считать Trent Biotic Index (TBI) Вудивисса (Woodiwiss, 1964). TBI рассчитывается исходя из двух характеристик донного сообщества – общего разнообразия зообентоса и наличия индикаторных групп организмов, в качестве которых выбраны отряды веснянок, поденок, ручейников, два рода ракообразных (*Gammarus*, *Asellus*), а так же олигохеты семейства *Tubificidae* и хирономиды рода *Chironomus*. При повышении степени загрязнения водоема представители этих групп элиминируются из сообщества в определенном порядке, отраженном в специальной таблице. Значение индекса зависит от видового разнообразия (числа «групп») и присутствия ключевых индикаторных видов в пробе. Он может принимать значения от 0 до 10 баллов [275, 377]. Чем выше биотический индекс, тем лучше кислородные условия для обитающих здесь организмов. Значения TBI индекса формируют четырех балльную градацию, характеризующую тип водоема: поли-, *α*-мезо-, *β*-мезо- и олигосапробный (таб. 1.2).

Таблица 1.2. Значение TBI индекса и оценка качества вод [275]

Значение TBI индекса в баллах	Тип водоема
0-2 балла	полисапробный
3-5 баллов	*α*-мезосапробный
6-7 баллов	*β*-мезосапробный
8-10 баллов	олигосапробный

К достоинствам TBI индекса относятся: комбинированный учет видового разнообразия организмов, преобразование качественных характеристик в количественные (баллы или индексы), чувствительность к загрязнениям невыясненного происхождения и простота использования; к недостаткам - ограничение таксонов-индикаторов организмов макрозообентоса. Применение биотического индекса Вудивисса для оценки качества вод в различных регионах требует подбора специфичных для них таксонов-индикаторов [186].

TBI индекс широко используется для исследования рек и дает достаточно точную оценку их состояния, но, к сожалению, данная методика мало пригодна для оценки состояния озер и водохранилищ озерного типа. Система Вудивисса предназначена в основном для оценки органического загрязнения [90].

В странах ЕС для оценки состояния текучих вод широко используется индекс BMWP (Biological Monitoring Working Party Index), разработанный Институтом пресноводной экологии Великобритании. В основу расчета BMWP индекса положена таблица видового состава различных индикаторных групп зообентоса, которым

соответствуют баллы по нисходящей от 10 до 1 [134, 275, 377] (табл. 1.3). На основе видового состава указанных групп зообентоса баллы суммируются, представляя значение индекса от менее 25 до более 150, соотносимое с качеством воды (>150 - исключительное, 101-150 - очень хорошее, 51-100 - хорошее, 26-50 - невысокое, <25 - плохое).

Таблица 1.3. Балльная оценка для расчета BMWP индекса [275, 377]

Таксоны		Баллы
Ephemeroptera	Siphlonuridae, Hepageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae	10
Ephemeroptera	Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Chloroperidae	
Hemiptera	Aphelocheiridae	
Trichoptera	Phrygaenidae, Molannidae, Beraedae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Leipdostsmatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	
Decapoda	Astacidae	8
Odonata	Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulgasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae	
Trichoptera	Psychomyidae, Philopotamiidae	
Ephemeroptera	Caenidae	7
Plecoptera	Nemouridae	
Trichoptera	Rhyacophylidae, Polycentropidae, Limnephilidae	
Gastropoda	Neritidae, Viviparidae, Ancylidae	6
Trichoptera	Hydroptilidae	
Bivalvia	Unionidae	
Amphipoda	Corophilidae, Gammaridae	
Odonata	Platycnemididae, Coenagriidae	
Heteroptera	Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae	5
Coleoptera	Haliplidae, Hydrobiidae, Dytisscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chysomilidae, Curculioidae	
Trichoptera	Hydropsychidae	
Diptera	Tipulidae	
Diptera	Simuliidae	
Turbellaria	Planariidae, Dendrocoelidae	
Ephemeroptera	Baetidae	4
Megaloptera	Sialidae	
Hirudinea	Pisciicolidae	
Gastropoda	Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	3
Bivalvia	Sphaeriidae	
Hirudinea	Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	
Isopoda	Asellidae	
Diptera	Chironomidae	2
	Oligochaeta (класс целиком)	1

Производным от индекса BMWP является ASPT индекс (Average Score Per Taxon Index), который рассчитывается по формуле [275]:

$$ASPT = \frac{BMWP}{\text{число обнаруженных таксономических групп}} \quad (1.1)$$

В отличие от предыдущего, данный индекс оценивает качество воды по 7 градациям: прекрасное, очень хорошее, хорошее, посредственное, скорее плохое, плохое,

очень плохое (табл. 1.4). Одни авторы [352] считают, что индексы BMWP и ASPT являются лучшей системой биоиндикации, по мнению других [329], вследствие недостаточного количества устойчивых к загрязнению видов, эти индексы, при определенных условиях, переоценивают качество воды.

Таблица 1.4. Величины ASPT индекса и качество воды

ASPT индекс	Качество воды	Рейтинг
5+	Прекрасное	7
4,5-4,9	Очень хорошее	6
4,1-4,4	Хорошее	5
3,6-4,0	Посредственное	4
3,1-,35	Скорее плохое	3
2,1-3,0	Плохое	2
0-2,0	Очень плохое	1

К одному из наиболее распространенных индексов, основанных на видовом разнообразии зообентоса, относится EPT индекс, основанный на видовом богатстве чувствительных к загрязнению личинок амфибиотических насекомых – Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera [275, 377]. Чем больше суммарная доля представителей этих отрядов в общей видовой структуре зообентоса, тем выше качество воды. К недостаткам метода можно отнести условие определения гидробионтов до вида и применимость метода только в слабо загрязненных водах, а также необходимость адаптировать индекс в соответствии с местными условиями [332].

Наряду с биотическими индексами оценки качества воды по зообентосу применяются индексы сапробности, которые характеризуют степень загрязненности воды по набору в пробах зообентоса видов-индикаторов и количественным показателям их популяций. В качестве одного из распространенных методов оценки средней сапробности гидробиоценозов применяется метод Пантле и Букка (Pantle, Buck, 1955) в модификации Сладечека (Sladeček, 1973), учитывающий относительную частоту встречаемости гидробионтов h (или абсолютную численность) числа выбранных видов-индикаторов N и их индикаторную значимость s_i [186, 250, 275]. Индекс сапробности рассчитывается с точностью до 0,01 по формуле:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^{N}(s_i \cdot h_i)}{\sum_{i=1}^{N} h_i} \quad (1.2)$$

Значения индекса в пределах 0-0,50 характерны для ксеносапробной зоны; 0,51-1,50 - олигосапробной; 1,51 - 2,50 - β-мезосапробной; 2,51 - 3,50 - α-мезосапробной; 3,51-4,00 - полисапробной.

М. Зелинка и П. Марван (1961) модифицировали метод оценки средней сапробности, введя понятие вектора сапробных валентностей вида, который показывает, в какой мере вид характерен для той или иной ступени сапробности. Они предложили шкалу индикаторного веса *J* для каждого вида, который оценивается в баллах от 1 до 5. Средневзвешенная сапробная валентность сообщества *S* или A_k рассчитывается по формуле:

$$A_k = \frac{\sum_{i=1}^{n} a_{ik} \cdot h_i \cdot J_i}{\sum_{i=1}^{n} h_i \cdot J_i} \quad (1.3),$$

где: *к = (1, 2,..., n)* - множество классов сапробности, *i* = (1, 2,…, *m*) - множество индикаторных видов, a_{ik} - сапробные валентности, J_i – индикаторные веса для каждого вида, h_i - количество видов.

Важным критерием экологического состояния водных экосистем служит видовое разнообразие населяющих их гидробионтов, которое является необходимым условием устойчивости экосистем. По мере усиления антропогенного воздействия на природу, приводящего в конечном итоге к обеднению биологического разнообразия, изучение организации конкретных сообществ и экосистем, а также анализ изменения их разнообразия, становится насущной необходимостью. При этом использование различных показателей, характеризующих тот или иной аспект биоразнообразия, является перспективным методом оценки состояния сообществ и экосистем при проведении экологического мониторинга и разработке мероприятий по охране природы [186].

При оценке структуры ценотически связанных функциональных группировок животных, показатели таксономического разнообразия и сложности сообществ отражают не только степень влияния антропогенного пресса на биоту, но и могут служить одним из критериев при установлении стадий сукцессии [64]. Это имеет важное мониторинговое значение, т.к. по изменению величины этих показателей во времени можно судить о динамике структуры сообщества и характере влияния абиотических и антропогенных факторов на состояние биоты экосистем, определять направленность и скорость сукцессионных процессов.

Начиная с середины XX столетия для оценки устойчивости водных экосистем все чаще используются индексы видового разнообразия. Видовое разнообразие часто коррелирует с общей численностью, биомассой и продуктивностью сообщества [186].

Существуют несколько десятков индексов разнообразия, среди которых наиболее распространен индекс Шеннона, который также можно назвать индексом Марглалефа-Мак-Артура [124]. Индекс удельного видового разнообразия рассчитывается по формуле:

$$\overline{H} = -\sum_{i=1}^{m=1} \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N} \quad (1.4),$$

где N - общее число (биомасса) организмов в единице объема воды или на единицу поверхности дна, n_i - число особей (биомасса) данного вида, t - число видов. Этот индекс суммирует обширную информацию о численности и составе организмов и, в отличие от других индексов, в меньшей степени зависит от величины выборки.

На примере водных экосистем доказано, что индекс видового разнообразия Шеннона служит показателем степени сложности сообщества [2]. Разнообразие сообщества находится в прямой зависимости от соотношения хищных и нехищных, стено- и эврибионтных видов и т.д. В сообществах с большим разнообразием преобладают животные с большей продолжительностью жизни и низкими P/B-коэффициентами. Изменения структурных и функциональных особенностей сообществ четко сопровождают эвтрофирование и загрязнение водоемов. Ухудшение среды обитания не только уменьшает число биотических групп, но и создает условия для доминирования одной или нескольких из них, наиболее устойчивых или способных быстро адаптироваться.

Одной из важных характеристик сообществ является их масса, выраженная в биомассе всех организмов сообщества. Если одни исследователи увязывают увеличение биомассы с ростом разнообразия биосистем, то другие, наоборот, демонстрируют обратную зависимость между разнообразием сообщества и его биомассой [124]. На примере фито-, зоопланктона, бентоса и перифитона показано, что биомасса сообществ снижается при росте их разнообразия. По мере снижения биоразнообразия в результате эвтрофирования водоемов биомасса увеличивается. Также выявлена связь между снижением разнообразия сообществ зоопланктона и зообентоса по мере возрастания первичной продукции планктона и содержания органического вещества в воде [3].

В гидробиологии особое внимание уделяется вопросам формирования трофической структуры водных экосистем. Были изучены [252] возможности использования трофической структуры зообентоса для диагностики состояния гидробиоценозов и оценки качества вод. Установлено, что токсичность среды обитания является лимитирующим фактором, определяющим трофическую структуру и увеличение доли хищников в сообществах при токсификации и ацидофикации, а эвтрофирование и термофикация

обуславливают уменьшение доли хищников и рост удельного веса собирателей-глотателей, грунтозаглатывателей, а в литорали также размельчителей и фильтраторов.

Вторая группа оценок состояния экосистемы базируется на показателях, которые могут быть выражены производной по времени, т.е. как скорость изменения некоторой функции. Эта категория охватывает показатели продуктивности, дыхания, ассимиляции веществ и прочих характеристик процессов, осуществляемых в экосистеме. Число таких показателей достаточно велико и для оценки состояния экосистемы следует произвести отбор небольшого числа с помощью какого-либо критерия.

Благодаря простоте вычислений, отсутствию трудоемких таксономических определений в практике гидробиологического мониторинга широко применяется метод крупных таксонов. Теоретическим обоснованием и условием универсальности метода является повсеместное распространение используемых таксонов в водоемах разных типов с разным уровнем загрязнения [186]. Одним из показателей при оценке воздействия загрязнения на водоемы является разница в видовом составе и количественном развитии основных групп макрозообентоса на загрязненных и незагрязненных участках. При этом следует учитывать различия видового состава донной фауны водоемов разных регионов, что усложняет сравнение результатов и затрудняет выработку единых систем оценки качества воды по биологическим показателям.

Общепринятыми показателями экологического состояния водных экосистем служат биоиндикаторы из различных систематических групп макрозообентоса. Преимущества применения биоиндикаторов при анализе качества вод заключаются в том, что гидробионты или их группировки реагируют не на отдельный фактор, а на общую экологическую ситуацию. Их реакция может быть как непосредственным, так и отдаленным последствием прямого и накопленного воздействия токсических или органических загрязнений.

К одним из критериев биотестирования относится малакологический. Чаще всего в роли биоиндикаторов используются двустворчатые моллюски. Наиболее подходящими для определения загрязненности водоемов являются долгоживущие виды [334], главным образом из семейства Unionidae. В качестве критериев биоиндикации может служить количественное распределение некоторых двустворчатых - индикаторов высокой степени сапробности водоемов. Так, например, в р. Днестр на участке Суклея – Раскаецы среди моллюсков достаточно часто отмечались шаровки – показатели высокой степени органического загрязнения [29]. Другие моллюски, такие как *Unio pictorum* (Clessin, 1880), *Anodonta cygnea* (Linne, 1758), наоборот, очень требовательны к качеству воды, поэтому

их присутствие в составе водных биоценозов является показателем их относительной чистоты [16]. В тоже время отмечено [1], что моллюски все же не всегда могут быть использованы как четкие показатели степени сапробности водоема, т.к. вследствие толщины створок раковины или плотно закрывающихся крышечек моллюски оказываются менее чувствительны к загрязнению, чем прочие донные гидробионты. Однако легочные моллюски, особенно катушки и речные чашечки, относятся к достоверным индикаторам качества вод.

Общепризнанными типичными индикаторами загрязненности водоемов, главным образом органическими веществами, являются олигохеты, преимущественно тубифициды. Эта группа макрозообентоса наиболее часто привлекается гидробиологами для целей биоиндикации [14, 218, 275, 377], т.к. в местах сильного органического загрязнения наблюдается массовое развитие некоторых из них. Важно и то, что олигохеты не могут служить индикатором разового или прерывистого загрязнения (за исключением случаев массовой гибели при чрезмерном воздействии негативных факторов), т.к. продолжительность их жизненного цикла достаточно велика. Так, например, продолжительность жизни *Limnodrilus udekemianus* составляет 2-3 года, а размножаются они только 1 раз в год [93]. Олигохеты дают информацию об определенном состоянии водоема за довольно длительный период, предшествующий времени наблюдения.

Оценка качества или степени загрязнения вод по биологическим показателям с использованием группы малощетинковых червей может осуществляться по ряду индексов (показателей), среди которых наиболее часто применяются такие, как показатель Гуднайта и Уитлея (Goodnight, Whitley, 1961), и Карра и Хилтонена (Carr, Hiltonen, 1965) [134, 186].

Классический вариант олигохетного индекса рассчитывается как отношение численности олигохет к общей численности организмов в пробе. В зависимости от численности олигохет различают три состояния водоема: хорошее – до 60% олигохет, сомнительное – 60-80% и тяжелое – более 80%.

Общей проблемой применения методов биоиндикации является отсутствие некой универсальности, позволяющей применять одни и те же численные показатели индексов на различных водоемах различных географических зон. Поэтому многие индексы, доказав свою состоятельность, должны быть адаптированы к различным водным экосистемам. Некоторые авторы [74] расширили классификацию вод по G&WI, предложив следующую градацию: олигосапробная зона – олигохет до 30%, β-мезосапробная – 30-60%, β-α-мезосапробная – 61-70%, α-мезосапробная – 71-80% и полисапробная – свыше 80%.

Carr и Hiltonen предложили следующие показатели плотности олигохет для оценки

уровня загрязнения водоемов (C&HI): слабое загрязнение – 100-999 экз./м^2; среднее – 1000-5000 экз./м^2; тяжелое – более 5000 экз./м^2. Для оценки степени загрязненности водоемов Европейской части были предложены [40] другие градации C&HI: «среднему» загрязнению соответствует численность тубифицид от 5000 до 10000 экз./м^2, «тяжелому» - более 10000 экз./м^2. При использовании C&HI следует иметь в виду, что в ряде случаев в местах загрязнения олигохеты могут отсутствовать в результате неблагоприятного кислородного режима, отсутствия подходящих грунтов или наличия хищников [186].

Наряду с олигохетами, в биоиндикационных исследованиях с применением крупных таксонов часто применяются и личинки амфибиотических насекомых, главным образом хирономид. К таким индексам относится и индекс Балушкиной (IB) [134], показывающий, что под влиянием загрязнения имеет место не только сокращение, но и смена видового состава хирономид. Индекс IB основан на соотношении численности личинок различных подсемейств хирономид со степенью загрязненности вод:

$$IB = a_t + 0.5\frac{a_{ch}}{a_{or}} \quad (1.5),$$

где a_t, a_{ch} и a_{or} – индикаторные значения представителей семейств Tanypodinae, Chironomidae и Orthocladiinae. Величина $a = N+10$, где N – относительная численность особей указанных подсемейств. Чистым водам соответствует значение IB, равное 0,136-1,08; умеренно загрязненным - 1,08-6,5; загрязненным - 6,5-9,0 и грязным - 9,0-11,5. Данный индекс адекватно отражает степень загрязнения, но на его величину может сказаться сезонная динамика вылета отдельных таксономических групп хирономид, а также число личинок в пробе.

Ряд исследователей, в частности J. Lundbeck (1936), O. Saether (1980) и др. в качестве показателя усилившейся эвтрофикации водоема применяли показатель отношения биомассы олигохет к биомассе хирономид; D. King и R. Ball (1964) предложили индекс отношения биомассы личинок насекомых к биомассе олигохет [186].

На основании полученных индексов для разных групп гидробионтов, в том числе и зообентоса, оценка качества вод проводится по 6-бальной шкале (табл. 1.5) [132, 275, 377].

Согласно Европейской Директиве (WFD), экологическое состояние водоемов оценивается по пятибалльной шкале, где классификация экологического состояния имеет свой цветовой код: «Отличное» - синий, «Хорошее» - зеленый, «Среднее» - желтый, «Плохое» - оранжевый, «Очень плохое» - красный. Данная цветовая кодировка переносится на карту для каждого района речного бассейна, иллюстрируя экологическое состояние каждого водоема [375].

Таблица 1.5. Определение класса качества вод по зообентосу

Класс качества воды	Степень загрязненности воды	Зона сапробности	Индекс сапробности	G&WI индекс	TBI индекс, баллы
1	Очень чистые	ксеносапробная	0-0,50	1-20	10
2	Чистые	олигосапробная	0,51-1,50	21-35	7-9
3	Умеренно загрязненные	β-мезосапробная	1,51 - 2,50	36-50	5-6
4	Загрязненные	α-мезосапробная	2,51 - 3,50	51-65	4
5	Грязные	полисапробная	3,51-4,00	66-85	2-3
6	Очень грязные	полисапробная	3,51-4,00	86-100	0-1

Антропогенное воздействие сказывается на функциональных, в том числе продукционных показателях гидробионтов. Для оценки этого влияния могут использоваться такие индексы, как *P, P*/*B*, *P*/*R*, *R*/*B*, где *P* – продукция, *R* – траты на обмен, *B* – биомасса [10]. В гидробиологических исследованиях используются различные способы расчета продукции гидробионтов [7, 152, 305 и др.]. Широко используемыми являются следующие способы расчета продукции.

Способ Бойсен-Йенсена позволяет рассчитать интегральную продукцию за длительный отрезок времени, как изменение наличной биомассы в сумме с элиминированной биомассой за период времени (t_1, t_2) по уравнению

$$P = (B_2 - B_1) + B_e \quad (1.6),$$

где B_2 - B_1 – разность между конечной и начальной биомассами за период времени (t_1, t_2), B_e – биомасса особей, элиминированных за этот же период времени, которая определяется по уменьшению численности за этот период и средней массе элиминированных особей. Принимают, что уменьшение численности за период (t_1, t_2) линейно и что средняя масса элиминированных особей равна средней массе особей в популяции за этот же период:

$$B_e = \bar{W}(N_1 - N_2) = \frac{1}{2}(W_2 + W_1)(N_1 - N_2) \quad (1.7)$$

Таким образом, уравнение расчета продукции имеет вид:

$$P = \frac{1}{2}(W_2 - W_1)(N_1 + N_2) = (W_2 - W_1)\bar{N} \quad (1.8)$$

Расчет продукции как суммы приростов особей. Для расчетов используются данные по размерно-возрастной структуре популяции и приростам массы разновозрастных групп. Продукция особей отдельных возрастных групп рассчитывается как произведение скорости роста особи данной группы и средней численности (N) группы:

$$P_i = dW_i / dt \times \bar{N}_i \quad (1.9)$$

Продукция всей популяции (P) равна сумме продукций отдельных возрастных групп (P_i) и генеративной продукции (P_g), которая учитывается в виде рожденных за единицу времени животных (продукция первой возрастной группы в популяции):

$$P = \sum_{t=1}^{n} P_i \quad (1.10)$$

Интегральная продукция популяции за длительный период (месяц, сезон, год) рассчитывается как интеграл по времени функции:

$$P^{/} = \int_{t_1}^{t_n} P(t)dt \quad (1.11)$$

В случае, когда нет возможности проводить длительные наблюдения на водоеме, приемлема *приближенная оценка продукции донных гидробионтов*.

Продукцию приближенно можно рассчитать с помощью известных величин удельной продукции (C_b) и средних за исследуемый период значений биомассы гидробионтов данного вида. Величина C_b представляет собой продукцию за единицу времени в перерасчете на единицу средней биомассы продуцирующей биосистемы. По отношению к сезону или году это скорость продуцирования. Количество продукции за определенное время рассчитывается как произведение удельной продукции на среднюю биомассу популяции за этот же промежуток времени. За весь рассматриваемый период продукция оценивается как сумма продукций за отдельные промежутки времени:

$$P = \int_{t_1}^{t_2} C_b(dt)\overline{B} = \overline{B}\int_{t_1}^{t_2} C_b(t)dt \quad (1.12)$$

Для приближенных расчетов продукции за год также широко используются P/B-коэффициенты:

$$P_y = \bar{B}(P/B) \quad (1.13),$$

где P_y – продукция определенного вида животных за год; B – средняя биомасса животных за год; P/B – коэффициент, характерный для определенного вида или группы животных.

Приближенно рассчитать продукцию возможно с помощью *физиологического метода расчета продукции,* основанном на установленной связи между ростом и тратами животных на обмен. Расчет этим методом возможен, когда известны траты на обмен у животных (R) и их соотношение с продукцией, передаваемое коэффициентом эффективности использования ассимилированной пищи на рост (K_2). Продукция рассчитывается, исходя из равенства

$$K_2 = \frac{P}{P+R} \text{ (1.14), откуда } P = R\frac{K_2}{1-K_2} \text{ (1.15).}$$

Помимо количественных характеристик используются показатели поведенческих и физиологических реакций донных гидробионтов на наличие в воде различного рода токсических веществ [186, 358, 381]. В частности, присутствие в воде $Pb(NO_3)_2$ влияет на особенности легочного и кожного дыхания брюхоногих моллюсков. Повышение концентрации $FeSO_4$ приводит к ослизнению тела, набуханию головы и ноги, а наличие в воде $HgCl_2$ значительно снижает содержание гликогена во всем теле, ноге, пищеварительной железе и мантии. Тяжелые металлы влияют на выживание и пищевое поведение брюхоногих моллюсков [249, 374]. У хирономид под влиянием хозяйственно-бытовых сточных вод происходит изменение окраски тела, а также заметное изменение интенсивности дыхания [150].

Бентосных беспозвоночных можно использовать в качестве индикаторов наличия в воде и донных отложениях различных химических веществ, которые они могут накапливать в органах и тканях [56, 62, 154, 226, 227, 289]. Такие металлы, как As, Hg, Cd, Cu, Cr, Pb, Fe, Mn, Zn и др. не разлагаются, поэтому они накапливаться по всей трофической цепи. Поэтому использование донных беспозвоночных в качестве организмов-индикаторов, аккумулирующих химические элементы, наиболее эффективно, так как они являются конечным или промежуточным звеном трофических цепей [62].

Накопление металлов приводят к концентрации их в гидробионтах на несколько порядков выше, чем в окружающей среде [306]. Несмотря на это, соотношение между концентрацией металла в водной фазе и в организме далеко не так просто, так как коэффициент накопления зависит от многих факторов, некоторые из них имеют природное происхождение (температура, pH, соленость и т.д.), тогда как другие связаны с биологическими факторами, такими как возраст, пол, стадия зрелости и др. [337].

Оценка степени загрязненности тяжелыми металлами водных экосистем по их содержанию в гидробионтах является более эффективной, чем прямое определение в воде. Продолжительность жизни зообентоса превышает несколько месяцев, поэтому он может быть использован в качестве индикатора изменений химического состава воды и донных отложений за определенный промежуток времени, что позволяет получить интегральную оценку среднего содержания элемента за конкретный период времени, в течение которого количество металла в воде может очень варьировать [295, 369].

Наиболее широко для мониторинга загрязнения водоемов различными веществами, в том числе тяжелыми металлами, используются моллюски, благодаря их способности

накапливать эти вещества до концентраций, намного превышающих их концентрации в водоемах [319]. Значительную роль моллюсков в биомониторинге химических элементов подтверждает и тот факт, что в их мягких тканях концентрации металлов в пересчете как на сырое, так и на сухое вещество выше, чем у других донных беспозвоночных [62]. Выявлено, что концентрация микроэлементов в теле и раковине моллюсков во многом зависит от их систематического положения. Так, например, по содержанию Sr в Днестре выделяется *D. polymorpha*, которая по содержанию в органах и тканях этого элемента в 3–4 раза превосходит *Viviparus viviparus* и *Lithoglyphus naticoides* [262], причем 99,4% этого элемента содержится в раковине и только 0,6% в мягких частях тела [288]. Моллюскам-фильтраторам принадлежит огромная роль в процессах очищения водs от металлов.

Одним из признаков неблагополучного состояния водоемов могут служить отклонения от нормы внешних характеристик и различного рода уродства. В частности, у некоторых унионид наблюдалось несоответствие длины раковины и массы тела возрасту моллюсков [334]. Нами [174] в канале подогретых вод МГРЭС были обнаружены особи *D. polymorpha* с деформированными раковинами. Среди хирономид могут встречаться деформированные личинки [358], определение степени аномалий морфологической структуры которых могут рассматриваться как сублетальные индикаторы загрязнения донных отложений токсичными веществами [341]. О степени загрязненности водоемов можно судить и по изменениям кариотипов донных гидробионтов [12]. Так в некоторых сильно загрязненных реках Литвы лишь 10-50% особей двустворок имели нормальный кариотип гамет [299], а в водоемах - охладителях электростанций наблюдалось нарушение генетической структуры популяций *D. polymorpha* [368]. Показателем загрязнения водных объектов может служить состояние генетического аппарата ракообразных [11].

Интересным представляется оценка качества экосистем по нескольким показателям, интегральным критериям. В качестве примера приведем способ комплексной оценки водной экосистемы на основе *интегрального индекса экологического состояния* экосистемы – ИИЭС [36, 52], который, дает возможность оценить суммарный эффект воздействия загрязнения на сообщества гидробионтов и на экосистему в целом.

Основной подход к построению индекса заключается в следующем: а) выделяется некоторое базовое подмножество измеряемых или рассчитываемых показателей гидрохимического (табл. 1.6) и биологического (табл. 1.7) мониторинга; б) каждый показатель делится на диапазоны; в) каждому выделенному диапазону ставится в соответствие оценка в баллах; г) для каждого тестируемого объекта индекс определяется как усредненная сумма всех показателей в баллах.

Таблица 1.6. Градации концентраций химических веществ для вычисления балльной оценки

Показатели	Баллы			
	1	2	3	4
	Пределы изменения концентраций			
Химическое потребление кислорода (*ХПК*), мг О/л	> 60	31 - 60	20 - 30	< 20
Азот аммонийный *N - NH_4,* мг /л	> 2,5	0,51 – 2,5	0,20 – 0,5	< 0,20
Азот нитратный *N - NO_3,* мг /л	> 2,5	0,71 – 2,5	0,30 – 0,70	< 0,30
Азот нитритный *N - NO_2,* мг /л	> 0,1	0,021 – 0,1	0,005 – 0,02	< 0,005
Фосфаты *P – PO_4,* мг /л	> 0,3	0,101 – 0,3	0,03 – 0,1	< 0,03
Фенолы, мкг /л	> 10	1 - 10	следы	0

Таблица 1.7. Градации биологических показателей для вычисления балльной оценки

Показатели	Баллы			
	1	2	3	4
	Пределы изменения концентраций			
Численность макрозообентоса *N,* экз./м^2	0 – 500	501-1000	1001-10000	> 10000
Биомасса *B,* г/м^2	1 – 5,0	5,1 – 10,0	10,1- 15,0	> 15,0
Количество видов *S,* экз.	0 – 5	6 - 10	11 - 15	> 15
Индекс видового разнообразия Шеннона *H,* бит/экз.	0 – 1,0	1,1 – 2,0	2,1 – 3,0	> 3,0
Биотический индекс *V*	0 - 2	2 - 4	4 - 6	> 6
Индекс Пареле *D*	0,81 –1,00	0,56 – 0,80	0,30 – 0,55	< 0,30

ИИЭС учитывает две основные составляющие качества пресноводной экосистемы (*химическую* и *биологическую*), выраженные в относительных единицах (баллах), и рассчитывается как:

$$ИИЭС = \frac{\sum B_i + \sum H_i}{N_b + N_h} \quad (1.16),$$

где B_i – используемые биологические показатели; H_i – используемые гидрохимические показатели; N_h и N_b – количество показателей каждого класса, включенных в расчет.

Значениям ИИЭС соответствуют три зоны экологического состояния водоема :

Категория водоема	Диапазон индекса ИИЭС
Зона экологического бедствия	< 2
Зона экологического кризиса	2 – 3
Зона относительного экологического благополучия	> 3

Среди широкого спектра рассмотренных методов биоиндикации природных вод с использованием организмов зообентоса в Молдове рекомендованы следующие [275, 377]: Trent Biotic Index (TBI) Вудивисса; EPT индекс (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera); BMWP индекс; ASPT индекс; видовое разнообразие зообентоса; метод оценки сапробности воды Пантле и Букка в модификации Зелинка и Марвана.

Выводы к главе 1.

1. Тепловые и гидроэлектростанции оказывают существенное воздействие на водные объекты, обеспечивающие их технологический цикл. Это приводит к термофикация, эвтрофикации, изменению гидрологического режима и гидрохимических параметров, загрязнению тяжелыми металлами.
2. В последние десятилетия в ЕС и соседних странах существенно сократился объем исследований экосистем водных объектов энергетики и количество публикаций, в которых отражены процессы, происходящие в биоте этих экосистем.
3. Основу электроэнергетического комплекса Молдовы составляют Дубоссарская ГЭС на Днестре мощностью 48 МВт и тепловая электростанция Молдавская ГРЭС мощностью 2,52 ГВт.
4. Исследования зообентоса Кучурганского водохранилища с момента его функционирования в качестве водоема-охладителя Молдавской ГРЭС и до начала 1990-х годов осуществляли ученые Института зоологии АН Молдовы, а в последующий период и до настоящего времени Филипенко С.И.
5. Комплексные исследования донной фауны Дубоссарского водохранилища с момента зарегулирования Днестра в 1955 г. и по настоящее время проводят гидробиологи Института зоологии АН Молдовы, а с 2009 года и Филипенко С.И.
6. В Европейском союзе принята и реализуется Рамочная водная директива (WFD), основной целью которой определено достижение хорошего экологического статуса для всех водных экосистем. Большая роль в этом уделяется вопросам мониторинга состояния поверхностных вод. Одним из основных биологических показателей качества для классификации экологического состояния водных объектов Директива определяет состав и обилие донной беспозвоночной фауны.
7. Существуют множество методов биологического мониторинга водных объектов с использованием организмов зообентоса, ряд которых рекомендован к применению в Молдове (оценка биоразнообразия, TBI, EPT, P&B, BMWP и ASPT индексы). Необходимо расширение и адаптация к региональным условиям методов биомониторинга для оценки экологического состояния естественных и трансформированных водных объектов.

2. ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКАЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ИССЛЕДОВАННЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ БАССЕЙНА РЕКИ ДНЕСТР И МЕТОДОЛОГИЯ ИХ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. Физико-географическая и экологическая характеристика водохранилищ бассейна реки Днестр (природно-климатические условия, общая гидрохимическая и гидробиологическая характеристика, факторы воздействия).

2.1.1. Физико-географическая и экологическая характеристика Кучурганского водохранилища

Кучурганское водохранилище расположено юго-востоке Молдовы на границе с Украиной и с 1964 г. является водоемом-охладителем Молдавской ГРЭС с оборотной системой водоснабжения, с проектной мощностью 2,52 ГВт. Водохранилище (в прошлом лиман) входит в эустарную систему Днестра и до зарегулирования и превращения его в водоем-охладитель МГРЭС представлял собой сохранившийся остаток когда-то большого Праднестровского лимана [255]. На это косвенно указывает наличие сохранившихся в его донной фауне реликтовых гидробионтов понто-каспийского фаунистического комплекса [171, 182, 186, 205, 347].

До середины 60-х годов XX века физико-химические особенности Кучурганского лимана мало чем отличались от других естественных водоемов бассейна Днестра, в том числе потому, что его водное питание во многом обеспечивалось естественным образом полыми водами Днестра через рукав Турунчук и водами часто пересыхающей реки Кучурган [186, 209]. После возведения дамб и строительства плотины Кучурганский лиман был преобразован в водохранилище-охладитель Молдавской ГРЭС. По типу водного питания водохранилище является наливным водоемом с принудительным водообменом и оборотным водоснабжением ТЭС [218, 219]. До перекрытия плотиной и преобразования в водохранилище-охладитель, Кучурганский лиман являлся местом нереста и нагула значительной части рыб Нижнего Днестра [307].

Акватория водоема-охладителя при проектном уровне 3,5 м над нулевой отметкой занимает около 2730 га со средней глубиной 3,5 и максимальной – 5,0 м, объем воды – 88 млн. $м^3$. Кучурганское водохранилище можно классифицировать как вытянутый узкий, мелководный водоем, полностью перемешанный по вертикали, с поверхностным водозабором [219]. Донные отложения составлены глинистыми илами толщиной до 1 м, в

прибрежной зоне волнобоя дно оголяется до плотного аллювиально-суглинистого слоя с тонким песчано-илистым или песчаным покрытием.

Длина водохранилища в зависимости от уровня воды достигает 14-20 км, максимальная ширина на нижнем участке у плотины – 3 км. Акватория его делится на три участка: верхний, средний и нижний с площадью 580, 800 и 1350 га соответственно (рис. 2.1). Вокруг водохранилища построены 9 дамб протяженностью более 17 км. Берега водохранилища облицованы бетоном [186].

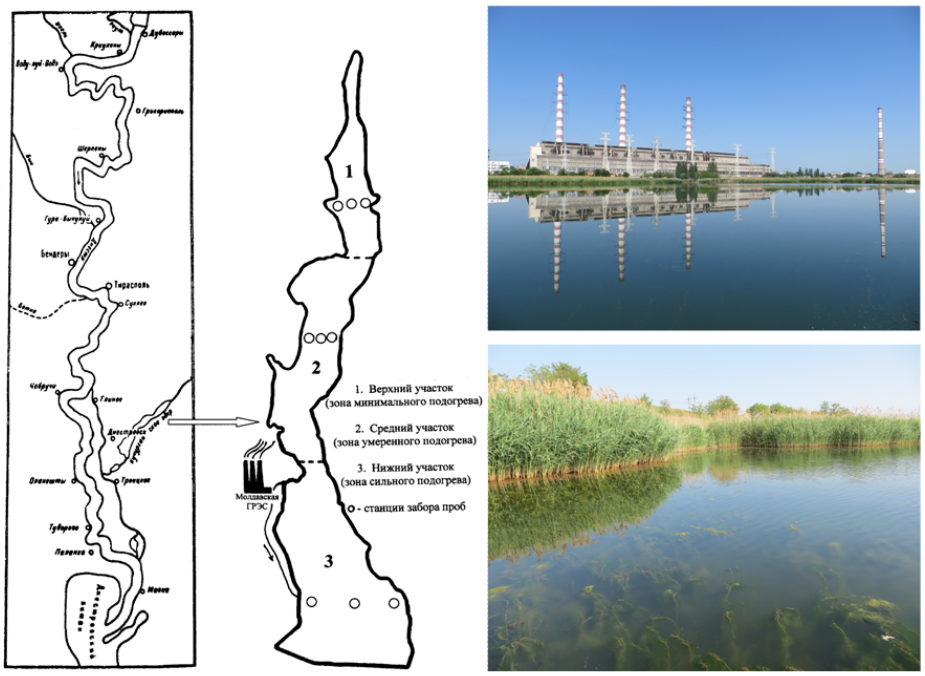


Рис. 2.1. Карта-схема Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС

С момента пуска первых трех энергоблоков Молдавской ГРЭС общей мощностью 600 тыс. кВт/час в 1964-1965 гг. начались комплексные исследования водоема. До 1965 года водохранилище не подвергалось тепловому воздействию ТЭС, но к 1970 г. мощность электростанции повысилась до 1200 тыс. кВт/час, в результате чего резко проявилось тепловое и гидродинамическое воздействие на водоем. В последующие годы имело место планомерное наращивание мощности МГРЭС, вследствие чего в 1983 году выработка электроэнергии достигла максимального значения – 15,2 млрд. кВт/час. В дальнейшем, в силу экономического кризиса, выработка электроэнергии значительно снизилась и к 1996 году составила 4,46 млрд. кВт/час. До 1990 года топливом служили мазут и уголь, после чего, в результате реконструкции, все энергоблоки станции были переведены на природный газ [186]. В настоящее время станция вырабатывает 3-7 млрд. кВт/час. Комплексные гидробиологические исследования Кучурганского водохранилища охватили

период минимальной (1964-1965 гг.), умеренной (1966-1970 гг.), максимальной (1981-1984 гг.) [28, 83] и сниженной (1999-2021 гг.) тепловой нагрузки на водоем-охладитель.

Зарегулирование водоема и постепенное наращивание мощности МГРЭС до 2,52 ГВт существенно повлияли на его физико-гидрохимические особенности, что в конечном итоге сказалось на биоразнообразии и продуктивности экосистемы водохранилища. Водоем-охладитель в период максимальных объемов вырабатываемой электроэнергии (1981-1985 гг.) был отнесен к сильно перегреваемым водоемам-охладителям ТЭС. В нем температура воды в 2-3 раза превышала предельно допустимые значения. К этому периоду в зоне циркуляции и охлаждения находилось около 70% площади водоема [209].

Начиная с середины 1990-х, вследствие сокращения объемов вырабатываемой Молдавской ГРЭС электроэнергии, снизился уровень термофикации водоема-охладителя, который сохраняется и в последние десятилетия. В среднем по водохранилищу температура воды приблизилась к уровню 1970-х гг. и составила 14,8^{o}C [158].

В результате термофикации в Кучурганском водохранилище произошли изменения гидрохимических параметров качества воды, изменилась скорость накопления и трансформации биогенных и органических веществ. Под воздействием термофикации в условиях нарушения естественной проточности водоема-охладителя усилились процессы минерализации и концентрации основных показателей солевого состава воды водохранилища, которые приобрели аккумулятивный эффект [186, 209, 218]. Об этом свидетельствует факт роста минерализации с 800 мг/л в период максимальных объемов выработки электроэнергии в середине 1980-х гг. до 1200 мг/л в период спада производства электроэнергии, которая к 2015 г. возросла до 1600-1900 мг/л [283] (табл. 2.1). Наиболее минерализованным является верхний участок водохранилища, к нижнему ее степень уменьшается, т.к. здесь расположена зона принудительного водообмена [218].

Таблица 2.1. Диапазон колебаний концентраций главных ионов и минерализации по участкам Кучурганского водохранилища-охладителя (2011-2015 гг.), мг/л

Участки	SO_4^{-2}	$HCO_3^- + CO_3^{-2}$	Cl^-	Ca^{+2}	Mg^{+2}	$Na^+ + K^+$	Минерализация
Верхний	695-2020	191-265	347-399	104-114	125-139	315-1004	1817-3827
Средний	602-799	186-226	296-396	100-108	98-142	276-360	1799-2025
Нижний	480-775	196-225	248-360	100-110	88-135	212-347	1351-1954

Нами [72, 167, 168, 240] были проведены исследования гидрохимических показателей качества воды Кучурганского водохранилища, для чего на протяжении 2017-2021 гг. ежемесячно с апреля по ноябрь месяц проводился отбор проб воды на трех участках водохранилища. Результаты исследований представлены в приложении 1.

Водородный показатель (pH). Значение pH в речных водах обычно варьирует в пределах 6,5-8,5, в болотах 5,5-6,0. В соответствии с требованиями к качеству окружающей среды для поверхностных вод Республики Молдова [373], величина pH не должна выходить за пределы интервала значений 6,5-8,5 для вод I класса качества. По этому показателю среднегодовое значение pH воды Кучурганского водохранилища (2017-2021 г.) (8,31) не выходит за пределы ПДК. Динамика изменения pH воды водоема-охладителя по годам представлена на рис. 2.2.

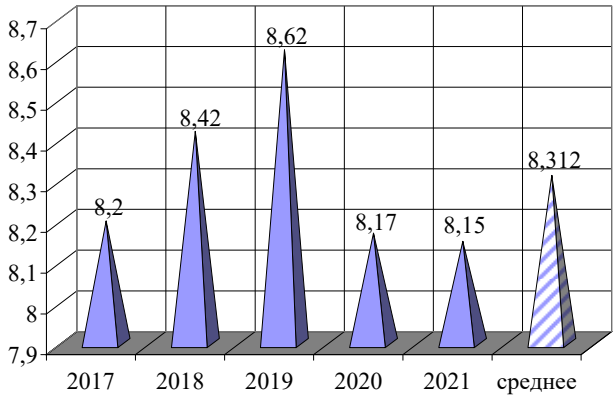


Рис. 2.2. Динамика изменения pH воды Кучурганского водохранилища, 2017-2021 гг.

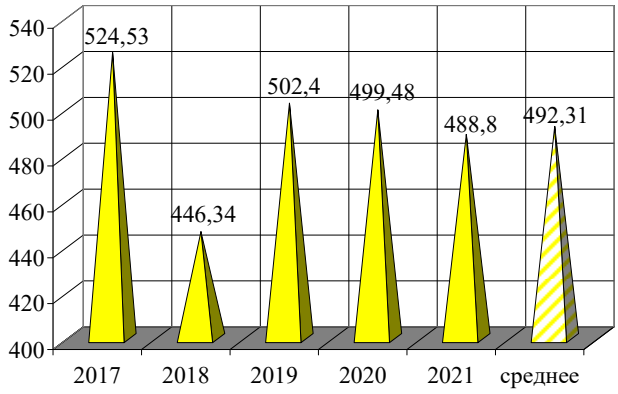


Рис. 2.3. Динамика изменения содержания хлоридов (мг/л) в воде Кучурганского водохранилища, 2017-2021 гг.

По **аммонийным ионам и аммиаку, азоту нитратному, азоту нитритному** вода водохранилища соответствует санитарно-гигиеническим требованиям I класса, среднегодовые значения по этим показателям равны соответственно 0.128, 0.332 и 0.028 мг/л.

Содержание **хлорид-ионов** в воде природных водоемов варьирует в широких пределах. В речной и озерных водах, особенно в северных районах, концентрация их невелика. Содержание хлоридов в воде I класса не должно превышать 80 мг/л, II класса – 150 мг/л. Анализируя качество воды Кучурганского водохранилища по хлоридам видно, что их средняя концентрация в 2017-2021 гг. составила 492,3 мг/л (рис. 2.3), что в 6,15 раза превышает допустимое содержание хлоридов для вод I класса и в 3,2 раза - для вод II класса и соответствует V классу качества вод (очень загрязненным).

Столь высокое содержание хлоридов связано, помимо загрязнения сбросными водами Молдавской ГРЭС, с высокой степенью минерализации воды водохранилища (2367,4 мг/л), которая приводит к росту этого показателя. Одним из основных источников попадания хлоридов в водохранилище являются загрязненные воды реки Кучурган, что приводит к их бо̀льшей концентрации на верхнем участке водохранилища-охладителя. Воды р. Кучурган по хлоридам, сульфатам и минерализации относятся к очень плохим и

плохим, а по степени чистоты - к грязным и очень грязным [42]. Результаты наших исследований [225] гидрохимических показателей воды реки Кучурган выявили, что среднесезонная концентрация хлоридов в реке составляет 529,3 мг/л, при максимальных значениях весной 921,7 мг/л. Содержание хлоридов в воде также определяет возможность ее использования для орошения в сельском хозяйстве, в том числе для парников и теплиц. Предельная концентрация хлоридов в воде для полива составляет 50-300 мг/л. Таким образом, можно констатировать, что вода Кучурганского водохранилища не пригодна для использования в целях орошения.

Предельное содержание **сульфат-ионов** в воде не должно превышать 100 мг/л в воде I класса и – 150 мг/л для II класса. Как правило, в речной воде концентрация сульфатов составляет 100-150 мг/л. Повышенная концентрация сульфатов в воде Кучурганского водохранилища может свидетельствовать о загрязнении водоема сточными водами ЗАО «Молдавская ГРЭС», а также р. Кучурган [42]. В результате наших исследований [225] установлено, что средняя концентрация сульфатов в реке Кучурган составила 392,1 мг/л, при максимальных значениях весной 667 мг/л. На это указывает и большая концентрация сульфатов на верхнем участке водохранилища, куда впадает р. Кучурган, в сравнении со средним и нижнем, где в результате водообмена, осуществляемом МГРЭС, содержание сульфатов ниже.

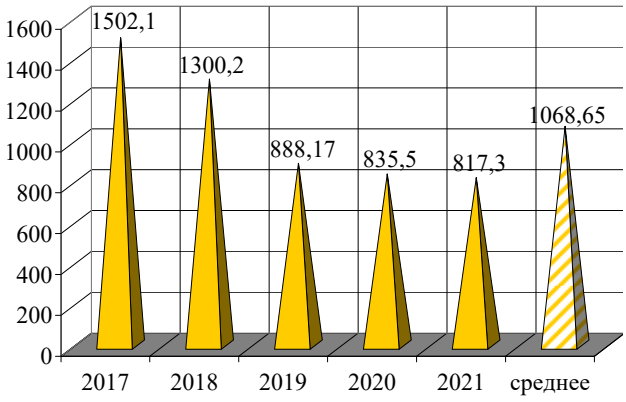


Рис. 2.4. Динамика изменения содержания сульфатов (мг/л) в воде водохранилища, 2017-2021 гг.

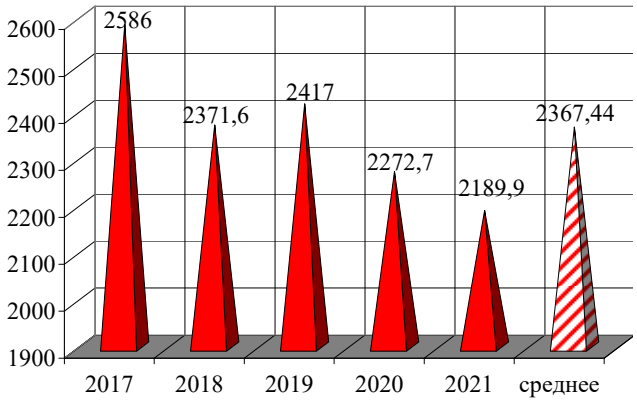


Рис. 2.5. Динамика изменения степени минерализации воды (мг/л) водохранилища, 2017-2021 гг.

Для воды Кучурганского водохранилища среднесезонное содержание сульфатов в 2017-2021 гг. составило 1068,65 мг/л. Превышение допустимой концентрации сульфатов для вод I класса – в 10,6 раз и в 7,2 раза - для вод II класса и соответствует V классу качества вод (очень загрязненным).

Минерализация. Среди всех водоемов Молдовы, вода Кучурганского водохранилища является наиболее высокоминерализованной. Среднегодовое значение

минерализации в 2017-2021 гг. составило 2367 мг/л. Превышение ПДК по минерализации составило 2,3 раза для вод II класса качества и соответствует очень загрязненным водам (V класс). Динамика изменения степени минерализации воды водохранилища в 2017-2021 гг. представлена на рис. 2.5. Наиболее минерализованным является верхний участок водохранилища (в 2017 г. – 2640 мг/л), наименее – средний и нижний, благодаря более интенсивной циркуляции воды и принудительному водообмену с р. Турунчук, ежегодно осуществляемым МГРЭС. Причиной высокой минерализации водохранилища является непроточность водоема в совокупности с его термофикацией.

Необходимо отметить, что Молдавская ГРЭС ежегодно проводит работы по принудительному водообмену, закачивая до 24 млн. $м^3$ воды из протоки Турунчук [167]. Благодаря этим мероприятиям удается сдерживать дальнейший рост минерализации водохранилища и других гидрохимических показателей. Для исключения ухудшения экологического состояния Кучурганского водохранилища, необходимо продолжить проводимые ЗАО «Молдавская ГРЭС» мероприятия, направленные на улучшение водообмена путем закачки воды из протоки Турунчук в объемах 15-20 млн. $м^3$, которые целесообразно осуществлять не только в весенний, но и в осенне-зимний период.

Содержание **взвешенных веществ** в воде Кучурганского водохранилища в 2017-2021 гг. составляет в среднем 18,8 мг/л. При концентрации взвешенных веществ более 25 мг/л уменьшается прозрачность воды, интенсивность фотосинтеза, объем первичной продукции (фитопланктона).

Анализ на содержание **нефтепродуктов** выявил их незначительные концентрации в воде, в среднем 0,078 мг/л, что в 1,5 раза превышает ПДК для водных объектов I класса качества (0,05 мг/л) и не доходит до ПДК для поверхностных вод II класса (0,1 мг/л).

Одним из важнейших критериев уровня загрязнения водоемов органическими веществами является **БПК** (**биохимическое потребление кислорода**), которое определяет количество легкоокисляющихся органических загрязняющих веществ в воде. ПДК по этому показателю составляет 3 мг O_2/л для водных объектов I класса качества и 5 мг O_2/л для поверхностных вод II класса. Среднее значение этого показателя для Кучурганского водохранилища в 2017-2021 гг. составило 3,21 мг (рис. 2.6), что незначительно превысило допустимое значение показателя для водных объектов II класса и не доходит до значений показателя для поверхностных вод II класса. В течение вегетационного периода значение БПК сильно варьирует. Наибольшие значения показателя БПК (7,27 мг O_2/л) отмечены в сентябре и соответствует V классу (очень загрязненные воды), что связано с интенсификацией процессов разложения органического

вещества. По показателю БПК следует, что наиболее загрязнены верхний и средний участки водного объекта, а нижний, благодаря мероприятиям по принудительному водообмену водохранилища, находится в более благоприятной экологической ситуации.

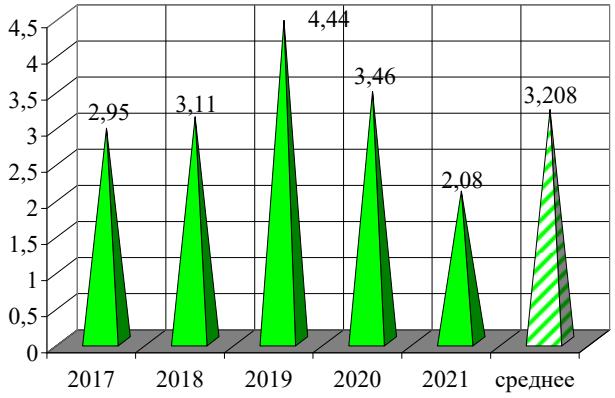


Рис. 2.6. Динамика изменения БПК воды (мг O_2/л) Кучурганского водохранилища, 2017-2021 гг.

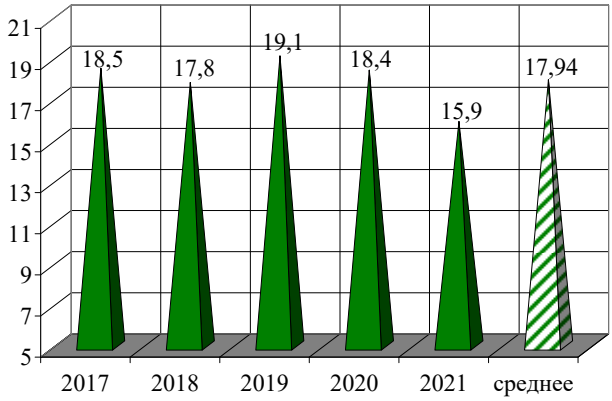


Рис. 2.7. Динамика изменения жесткости воды (ммоль/л) Кучурганского водохранилища, 2017-2021 гг.

Одной из важнейших особенностей большинства природных вод является способность нейтрализовать ионы водорода – их **щелочность**. ПДК по щелочности ранее составляло 0,5-6,5 ммоль/дм^3. Щелочность воды Кучурганского водохранилища в 2017-2021 гг. составила 279,9 мг/дм^3 (4,58 ммоль/дм^3).

Общая жесткость определяется как суммарное содержание в воде солей кальция и магния, выражается как сумма карбонатной и некарбонатной жесткости. По требованиям к качеству окружающей среды для поверхностных вод Молдовы жесткость воды должна быть не выше 15 ммоль/дм^3 для водных объектов IV класса качества. При жесткости до 4 ммоль/дм^3 вода считается мягкой; от 4 до 8 – средней жесткости; от 8 до 12 ммоль/дм^3 – жесткой; более 12 ммоль/дм^3 – очень жесткой. Вода Кучурганского водохранилища очень жесткая – 17,94 ммоль/дм^3 (рис. 2.7), что соответсвует V классу качества поверхностных вод – очень загрязненные. В сезонной динамике изменения жесткости воды водохранилища наблюдается ее снижение весной, обусловленное мероприятиями ГРЭС по водообмену водохранилища, к осени значения жесткости возрастают. О значении мероприятий по водообмену в улучшении качества воды водохранилища свидетельствует и то, что значение жесткости воды в зонах циркуляции вод и водообмена нижнего и среднего участков водохранилища ниже, чем на верхнем участке водоема-охладителя.

За время наших исследований гидрохимического состояния Кучурганского водохранилища 2017-2021 гг. из 12 показателей в 2017 г. большее значение имели 6, в 2018 – 1, в 2019 г. – 4, в 2020 г. – 4, в 2021 г. - 2 показателя. Превышение допустимых

концентраций для водных объектов V класса качества в 2017-2021 гг. имело место по хлоридам, сульфатам, минерализации и общей жесткости.

Одной из причин, оказывающих влияние на ухудшение гидрохимических показателей качества воды водоема-охладителя Молдавской ГРЭС, является влияние стока реки Кучурган. По данным украинских ученых [42] средняя годовая минерализация воды р. Кучурган варьирует в разные годы в пределах 3098-7064 мг/дм^3 и в среднем составляет 2349 мг/дм^3. Среди малых рек бассейна Нижнего Днестра это водоем с наиболее минерализованной водой. Воды р. Кучурган по хлоридам, сульфатам и минерализации относятся к плохим и очень плохим, а по классу качества поверхностных вод - к загрязненным и очень загрязненным. Здесь наблюдаются максимальные концентрации нефтепродуктов и СПАВ.

Проведенные нами [225] исследования гидрохимического состояния р. Кучурган выявили, что ее вода практически по всем гидрохимическим показателям относится к IV и V классам качества поверхностных вод. Таким образом, р. Кучурган вносит значительный вклад в загрязнение воды Кучурганского водохранилища.

Начиная с 1990-х годов началось сокращение объемов вырабатываемой МГРЭС электроэнергии, которое, с одной стороны, привело к снижению среднегодовой температуры воды, с другой – к снижению интенсивности циркуляции водных потоков в трансформированном водном объекте. Нерегулярная и недостаточная по объему смена воды в водоеме-охладителе способствовала его дальнейшему органо-минеральному загрязнению и нарушению процессов самоочищения воды [218].

Следствием нарушения гидрологического режима водохранилища и высокой степени эвтрофирования стали фиксируемые в летнее время на акватории водоема зоны с пониженным содержанием кислорода и массовым развитием синезеленых водорослей [157]. Это имеет негативные последствия для биоты водохранилища, т.к. «цветение» синезеленых водорослей способствует появлению токсических соединений и увеличению содержания органических веществ в воде. Как следствие, падает содержание растворенного в воде кислорода, приводящее к летним заморам гидробионтов, включая рыб и к снижению скорости процессов минерализации органических веществ и самоочищения водоема [209].

Функционирование МГРЭС привело к загрязнению экосистемы Кучурганского водохранилища, особенно донных его отложений, тяжелыми металлами. Среди металлов (Mo, V, Ni, Cu, Zn, Pb) наибольшие концентрации в донных отложениях отмечены для Zn (179-208 мкг/г абс.сух.массы), Pb (63-77 мкг/г абс.сух.массы) и Ni (204-231 мкг/г

абс.сух.массы) [148]. Динамика и степень накопления металлов в илах водоема связана с их гранулометрическим составом, содержанием органических веществ и интенсивностью процессов осаждения и адсорбции взвешенных веществ. Наибольшие концентрации металлов отмечены в мелкодисперсных фракциях иловых отложений с размером частиц 0,001-0,005 мкм. Содержание металлов в иловых растворах выше, чем в придонных слоях воды, что свидетельствует о процессах их осаждения в донные отложения. При интенсификации процессов эвтрофирования, уменьшении концентрации растворенного кислорода до 5 мг/л и величины pH до менее 6 (что случается в весенне-летний период при сбросе теплых вод и при промывке агрегатов станции с использованием кислот), а также летом в верхнем застойном участке водохранилища при понижении количества кислорода и появлении в воде сероводорода (процессы сульфатредукции), возможна и обратная диффузия металлов из илов в воду. Донные отложения Кучурганского водохранилища содержат в 2-8 раз больше металлов, чем почвы региона.

Увеличение концентраций тяжелых металлов в воде и донных отложениях привело к росту их накопления в органах и тканях макрофитов, беспозвоночных и позвоночных гидробионтов, в том числе рыб. Как результат, концентрация металлов в тканях рыб Кучурганского водохранилища заметно выше, чем у рыб Дубоссарского и Костештского водохранилищ, реках Днестр и Прут [57, 63, 222, 233].

В результате термофикации водоема-охладителя усилились процессы его эвтрофирования, что привело к постоянному увеличению содержания биогенных и органических веществ, способствующих массовому развитию в водохранилище первичных продуцентов, включая макрофитов. В последние годы в составе водной флоры водохранилища отмечены 16 видов из 12 семейств: роголистник погруженный, водокрас лягушачий, валлиснерия спиральная, сусак зонтичный, ряски малая и тройчатая, наяда морская, тростник южный, рогоз широколистный, рдесты курчавый, гребенчатый и пронзеннолистный, уруть колосистая, сальвиния плавающая, телиптерис болотный, ирис болотный [162]. Водохранилище подвержено интенсивному зарастанию высшей водной растительностью, среди которой из погруженной доминирует рдест курчавый (занимая около 80% площади водного зеркала открытой акватории нижнего и верхнего участков водохранилища) (рис. 2.8), а из надводной – тростник южный. Водохранилище характеризуется умеренной степенью зарастания тростником, общая площадь зарастания которым составляет 498 га, или 19% всей площади водоема-охладителя [161, 346]. Кучурганское водохранилище способно продуцировать от 14 940 до 17 430 т фитомассы тростника, в период активной его вегетации. Площадь зарастания водоема-охладителя

погруженной водной растительностью составляет около 1280 га, в том числе: низовья – 950 га; средний участок – 200 га; верховья – 130 га. Продукция биомассы макрофитов составляет более 58 тысяч тонн [160, 162].



Рис. 2.8. Зарастание акватории Кучурганского водохранилища *Potamogeton crispus* в весеннее время

Высшие водные растения Кучурганского водохранилища активно участвуют в накоплении и миграции металлов, главным образом Mn, Pb, Al, Ti Ni, Mo, V, Cu и Zn. Наибольшие концентрации металлов отмечены у следующих растений: Mn - у тростника южного, роголистника погруженного, ряски малой; Pb - у тростника, рогоза, роголистника погруженного; Al - у тростника, рогоза, рдеста гребенчатого; Ti - у урути колосистой и ряски малой; Ni - у урути колосистой, ряски малой, водокраса лягушачьего; Mo и V - у рдеста гребенчатого и водокраса лягушачьего; Cu - у урути колосистой, ряски малой и наяды морской; Zn - у урути колосистой, ряски малой, водокраса лягушачьего и наяды морской. При различной степени накопления металлов в макрофитах, у большинства водных растений Кучурганского водохранилища прослеживается закономерность их убывания в ряду: Mn > Al > Zn > Ni > Cu > Ti > V, Mo, Pb [165, 166, 369].

Совокупность изменений абиотических условий среды обитания негативно отразилась и на состоянии ихтиоценоза водохранилища, в котором обитает 41 вид рыб, относящихся к 13 семействам: Карповые – 19 видов, Бычковые – 8 видов, Окуневые – 3 вида, Сельдевые – 2 вида и семейства Щуковых, Вьюновых, Сомовых, Американских сомов, Кефалевых, Атериновых, Колюшковых, Игловых, Ушастых окуней – по одному виду. Из промыслово ценных, многочисленными и часто встречаемыми в уловах являются: карась серебряный, лещ, плотва (тарань), линь и щука. Несмотря на богатство ихтиофауны водоема, количественно в ихтиоценозе доминируют короткоцикловые и непромысловые виды рыб – уклейка, атерина, верховка, красноперка, окунь, густера [79, 108, 197, 222].

В последние десятилетия к экологическим проблемам Кучурганского водохранилища добавилась и проблема «биологического загрязнения» - появления инвазивных видов. С начала 2000-х гг. нами наблюдался рост численности в водоеме солнечного окуня, отрицательно влияющего на туводную промысловую ихтиофауну. Был установлен рост доли солнечного окуня в контрольных ловах с 0,5% в 2008 г. до 13,8 % в 2015 г. В водохранилище солнечный окунь включает в пищевой рацион дрейссену, что позволяет выступать ему в качестве биомелиоратора [218, 241].

Нами [217, 270, 350, 351] впервые отмечен новый инвазивный вид в Кучурганском водохранилище и в общем для водоемов Молдовы - голландский краб *Rhithropanopeus harrisi tridentata.*

Несмотря на высокий уровень антропогенной нагрузки и напряженное экологическое состояние, Кучурганское водохранилище продолжает быть местом обитания редких видов животных и растений. В разные периоды функционирования водохранилища на его акватории встречались 7 редких видов растений и 48 видов животных, из которых 28 видов включены в Красную книгу Молдовы и 32 в Красную книгу Украины. В 2014 г. нами впервые за последние десятилетия наблюдений на Кучурганском водохранилище отмечен редкий, внесенный в Красную книгу Молдовы, вид папоротника - Телиптерис болотный *Thelypteris palustris* [159].

2.1.2. Физико-географическая и экологическая характеристика Дубоссарского водохранилища

Дубоссарское водохранилище образовано в 1954-1955 гг. плотиной Дубоссарской ГЭС на реке Днестр. Плотина водохранилища расположена на 351-м км от устья, замыкая площадь водосбора в 53590 км^3. Установленная мощность Дубоссарской ГЭС – около 48 тыс. кВт. Водохранилище находится на участке Днестра между Каменкой и Дубоссарами. Длина составляет 128 км, ширина от 200 до 1800 м, средняя глубина на момент создания 7,19 м. Площадь – 67,5 км^2. Объем водохранилища в последние десятилетия, вследствие его заиления, сократился с 485 до 277,4 млн. м^3. Скорость течения Днестра в водохранилище снижается до 0,1 м/с, колеблясь от 0,05 до 0,15 м/с. [73, 77, 242, 263, 277].

Дубоссарское водохранилище задерживает до 90% аллювиальных отложений, а в нижнем участке реки (где и происходит большая часть добычи ПГС), субстрат, состоящий из мелких фракций песка с береговыми отложениями, заменяет более крупные и более тяжелые фракции [263].

Дноуглубительные и русловыпрямительные работы, сопровождаемые изъятием песчано-гравийной смеси (ПГС), являются одним из антропогенных факторов

отрицательного воздействия на водные экосистемы, потенциал самоочищения воды в реках, воспроизводство и нагул рыб [208]. Добыча песка и гравия в руслах рек приводят к крайне негативным последствиям для речных экосистем. В США на правительственном уровне приняты Национальные правила добычи гравия, в которых отмечается, что добыча гравия из рек может привести к многообразным негативным последствиям, среди которых нарушение структуры речного ложа и его оголение, изменение баланса поступления гравия из верхнего течения и его ската в нижнее, заиление песка и гравия [345].

Извлечение песка и гравия из русла может привести к подрыву кормовой базы рыб, разрушить нерестилища, икру и молодь рыб, понижает способность реки к самоочищению. Наиболее опасным является «отложенный» эффект такой добычи, когда экологические последствия становятся очевидными спустя десятилетия.

Добыча песка и гравия в реках является главной причиной их деградации, особенно тогда, когда естественный твердый сток седиментов в реке нарушен гидростроительством. Так, например, в Испании к середине XX века добыча ПГС из русел рек велась практически бесконтрольно, в результате чего у многих рек снизилось меандрирование, обвалились берега, нарушилась геометрия русел [362]. Добыча песка и гравия из речных экосистем деградацию речного дна, увеличивает скат седиментов по реке, мутность воды и заиление дна [378]. При этом ухудшаются условия обитания бентосных организмов, из-за чего снижается биопродуктивность и кормовая база рыб и других гидробионтов [366]. К отрицательным последствиям добычи ПГС относятся повышение мутности и снижение проницаемости воды для света, доступности пищи и не благоприятности условий обитания (забивание взвесью жабр). Следствием проведения таких работ становятся нарушение и разрушение нерестилищ рыб-лимнофилов, ухудшение условий миграции рыб, а также снижение самоочистительной способности рек [208].

Важную роль песок и гравий играют в самоочистке рек. Песок и гравий служат субстратом, на котором живут и размножаются нитрифицирующие бактерии. Поскольку частицы песка и гравия имеют разные размеры, песок находится под гравием и циркуляция воды обеспечивает обмыв всех частиц, играющих роль фильтров. При извлечении гравия и песка со дна там может остаться голая глина, которая в силу очень мелких частиц не обеспечивает циркуляции воды и ее самоочистки [382].

Существенным фактором, влияющим на принятие решений о возможности добычи песка или гравия, является вероятное нарушение миграции седиментов в реке. Поэтому добыча может быть с оговорками разрешена только на тех реках, где не нарушен

естественный расход песка и гравия на данном участке реки. В тех же случаях, когда на реке построены гидротехнические сооружения, и из-за них миграция седиментов прекращена, безвозвратная добыча песка и гравия должна быть, безусловно, запрещена. Так, строительство водохранилищ на альпийских реках способствовало прекращению сноса песка и гравия в нижние течения рек. Это привело к снижению экологического разнообразия, нанесло ущерб стабильности речного русла и повлияло на запасы грунтовых вод [320]. Изъятие песка и гравия вызывает понижение среднего уровня воды в реке и как следствие – снижение уровня грунтовых вод. Добыча песка и гравия в течение 7-15 лет может вызвать снижение уровня ложа реки на 50-150 см. [321].

Понимая важность компенсаторных мер при прекращении твердого стока и выполняя условиям экологических властей, в некоторых странах предпринимаются усилия для снижения негативного воздействия гидростроительства путем восстановления запасов гравия и песка их искусственным внесением в реки ниже плотин [316].

Установлено, что в реках, для которых характерен скат гравия, при создании одной и более плотин и при отсутствии компенсаторного привоза гравия, в 20-летний период начинается эрозия берегов и снижение меандрирования рек, их «канализация». Поэтому экологическая стоимость гравия, т.е. та экологическая услуга, которую он оказывает, оценивается в 4-5 евро за кубический метр [355].

В период 1950-1988 гг. из русла Днестра проводилось интенсивное изъятие песка и гравия. Общий объем изъятого из реки материала за этот период оценивается примерно в 73,6 млн. $м^3$, что не только катастрофически уменьшило площадь нерестилищ рыб, мест нагула, сократило поголовье проходных и полупроходных рыб-литофилов, но и привело к снижению потенциала самоочищения воды в Днестре [69, 247]. За 1983-1987 гг. добыто со дна реки грунта объемом 2139 тыс. $м^3$, из которого половина была поднята со дна среднего участка Днестра, а половина – с нижнего. За этот период было разрушено дно реки общей площадью около 210 га. [208].

В 1980-х гг. при проведении дноуглубительных и русловыправительных работ был рекомендован бездобычный вид работ, т.е. изымаемый песок и гравий должны быть уложены в русло реки вне судового хода. Поэтому в реке Днестр дноуглубительные и русловыправительные работы с 1989 г. почти не проводились. Тем не менее, в 2000-е годы участились случаи, когда экономические агенты Приднестровья под видом дноуглубительных работ, активно занимались коммерческой добычей песчано-гравийной смеси из русла Днестра. Только за 2010-2011 гг. на акватории Среднего Днестра было добыто около 400000 тонн ПГС [69]. Днестр в силу строительства на нем каскада ГЭС

относится к рекам, перенос по которым твердых осадков нарушен гидростроительством на неопределенно долгий период. Исходя из правил и рекомендаций, принятых в странах ЕС, любое безвозвратное изъятие песка и гравия в его русле и берегах должна быть прекращена. Если требуется расчистка русла для целей судоходства, то она должна быть осуществлена без безвозвратной выемки седиментов из русла, а путем их перемещения выше по течению с формированием нерестилищ.

Основной причиной ухудшения экологического состояния Днестра, в том числе Дубоссарского водохранилища, является воздействие построенного в Черновицкой области Украины в 1982 г. ДГЭК с водохранилищем, масштабы которого значительно превосходят Дубоссарское: длина 214 км, ширина от 200 до 3750 м, глубина от 3 до 56 м! [263, 272, 294]. Нарушение гидрологического и термического режима в результате функционирования Новоднестровской ГАЭС привело к интенсивному зарастанию русла Днестра высшими водными растениями с преобладанием рдестов (рис. 2.9), а мелководных участков и болотными – признаком явной лимнолизации реки [73, 238].



Рис. 2.9. Зарастание Днестра высшими водными растениями

В результате усиленного воздействия антропогенных факторов существенно снизилась продуктивность основных групп гидробионтов: зоопланктона в 4,6-7,3 раза, зообентоса в 2-3 раза с одновременным ростом численности хирономид – индикаторов органического загрязнения, а продукция фитопланктона практически упала до нуля [294].

Вследствие активных процессов эвтрофикации водных экосистем Молдовы существует четкий разрыв между накоплением избыточных биогенных веществ и эффективностью их вовлечения в круговорот веществ и энергии [263]. Таким образом,

можно отметить неудовлетворительное состояние использования кормовой базы в виде организмов макрозообентоса, макрофитов и фитопланктона.

Отмечено, что при прямом использовании рыбами фитопланктофагами только 10% продукции фитопланктона (1540-1920 кг/га в водохранилищах) возможно увеличение ихтиомассы в р. Прут и Днестр на 51 и 64 кг/га соответственно, и 59 и 64 кг/га в Дубоссарском и Кучурганском водохранилищах. Продукция всех кормовых беспозвоночных гидробионтов, доступных рыбам в Днестре (2101 кг/га), р. Прут (507 кг/га), Дубоссарском (3448 кг/га) и Кучурганском (4942 кг/га) водохранилищах, может увеличить ихтиомассу этих экосистем до 140 кг/га, 62 кг/га, 255 кг/га и 213 кг/га соответственно [284, 285].

Дубоссарское водохранилище вследствие гидростроительства выше по Днестру характеризуется снижением скорости течения, усиленным зарастанием макрофмиами и заилением [221]. Одно из прямых последствий функционирования гидроузла Новоднестровской ГАЭС – пульсирующее воздействие волн воды, вызываемое работой турбин ГЭС-2, или так называемый эффект гидропика (hydropeaking). Установлено, что внутрисуточная амплитуда уровня воды ниже по течению от гидроузла достигает 52 см (5 км ниже, у поста Наславча). По мере отдаления от ГЭС-2 пульсирующий эффект снижается, и только к г. Сорока колебания уровня воды доходят до значений 20 см, а к селу Сэнэтэука - 14 см. Таким образом, участок, на который существенно влияет пульсирующий эффект воды, составляет более 100 км. [260, 272, 273].

Другим существенным воздействием ДГЭК является изменение температурного режима воды. Сброс воды через турбины ГЭС–1 происходит из нижних слоев воды водохранилища. Здесь температура воды низкая и остается постоянной в течение всего года, так как на нее не влияют климатические факторы (только вода верхних слоев водохранилища меняет свою температуру под действием климатического фактора). Так, среднегодовая температура воды снижается к 9,86 °С после гидроузла, остается без изменений на участке п. Грушка (10,4 °С) и начинает расти от зоны Каменки к устью. Таким образом, участок, подверженный изменениям температуры воды, составляет свыше 140 км. Максимальное изменение температуры отмечается в летнее время: если до гидроузла ГАЭС температура составляет в среднем 20-21 °С, то после него она уже на 3,9-7,2 °С ниже и составляет в июне 13,1 °С, июле 15,6 °С, августе 17,5 °С. [260, 272]. Изменение теплового режима нарушило газовый режим, биохимическое и химическое потребление кислорода, повлияло на размножение гидробионтов, в том числе рыб.

Если гидрохимические особенности Кучурганского водохранилища связаны, в первую очередь, с его зарегулированностью и не проточностью, нарушением естественного водообмена и термофикацией, то качество воды Дубоссарского водохранилища зависит, кроме, как от Новоднестровского гидроузла, также от качества воды притоков Днестра, сбросов очистных сооружений, эвтрофирования. В табл. 2.2 представлены результаты наших исследований гидрохимических показателей качества воды Дубоссарского водохранилища в сравнении с Кучурганским [72, 73, 167].

Таблица 2.2. Гидрохимические показатели качества воды Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ

Гидрохимический показатель	Дубоссарское водохранилище (2017-2019)	Кучурганское водохранилище (2017-2021)			
		Верхний участок	Средний участок	Нижний участок	Среднее
pH	7,64	8,29	8,32	8,31	8,31
Аммонийные ионы и аммиак, мг/дм^3	0,05	0,123	0,123	0,143	0,128
Азот нитратный, мг/дм^3	0,69	0,336	0,323	0,34	0,332
Азот нитритный, мг/дм^3	0,02	0,03	0,026	0,03	0,028
Хлориды, мг/дм^3	29,15	504,72	480,3	491,92	492,31
Сульфаты, мг/дм^3	не иссл.	1080,08	1084,46	1041,4	1068,65
Минерализация, мг/дм^3	360,2	2462,8	2329,06	2310,48	2367,4
Взвешенные в-ва, мг/дм^3	23,34	18,91	18,19	19,33	18,8
БПК$_п$, мг O_2/л	1,66	3,34	3,35	2,93	3,21
Нефтепродукты, мг/дм^3	не иссл.	0,09	0,074	0,06	0,078
Щёлочность, мг/дм^3	201,3	289,87	279,98	269,8	279,9
Общая жесткость, ммоль./дм^3	4,04	18,39	17,73	17,63	17,94

Оба водохранилища характеризуются богатым видовым разнообразием зообентоса, в том числе и представителей понто-каспийского фаунистического комплекса – высших ракообразных, полихет и моллюсков. Изменение гидрологических и гидрохимических параметров водных объектов, помимо трансформации бентических сообществ в направлении преобладания лимнофильных комплексов, приводит также и к появлению чужеродных видов [209, 219, 221, 241, 270].

2.2. Методология исследований и объем материала.

Материалом, который лег в основу настоящей работы, послужили пробы макрозообентоса, собранные автором или под его руководством посезонно в Кучурганском водохранилище в 1997-2000 гг. и в 2004-2021 гг., и в Дубоссарском водохранилище в период 2010-2021 гг. Отбор проб осуществлялся с лодки дночерпателем Петерсена, площадью 0,025 м^2.

На Кучурганском водохранилище отбор проб проводился на 3-х участках водоема: верхний, средний, нижний по 3 станции отбора проб в каждом: правый берег, середина, левый берег. Всего собрано более 1100 проб зообентоса.

В Дубоссарском водохранилище отбор проб проводился на 4 участках (со стороны левого и правого берега) - с. Гармацкое, с. Цыбулевка, с. Гояны (выше и ниже Ягорлыкской заводи заповедника «Ягорлык»), а также с. Бутучаны. Всего собрано более 430 проб зообентоса.

Отбор проб донных беспозвоночных осуществлялся в соответствии с международными и национальными стандартами [278, 279, 280, 281, 324, 325, 326], рекомендованными в Молдове методам [275, 377].

Пробы зообентоса промывались через промывочное сито из газа № 23, после чего помещались в емкости объемом 330-500 мл и фиксировались 4% раствором формалина. Численность бентосных беспозвоночных устанавливали с помощью бинокуляра прямым подсчетом всех экземпляров одной пробы с дальнейшим перерасчетом на 1 м^2 площади дна. Биомассу гидробионтов определяли, предварительно оттянув влагу на фильтровальной бумаге, взвешиванием на торсионных весах с точностью до 1 мг, а также по соотношению между длиной тела (раковины) и массой по формулам с общим видом:

$$W = k * L^a \quad (2.1),$$

где W - масса, k, a - коэффициенты, L - длина тела или раковины.

Для расчета биомассы по длине тела (раковины) массы использовали составленную нами [173, 177] программу «Benthos» для персонального компьютера. Средние показатели численности и биомассы донных гидробионтов для Кучурганского водохранилища рассчитывали так же с помощью программы, исходя из площадей, занимаемых различными зонами водоема, учитывая, что площадь верхнего, среднего и нижнего участков соответственно занимают 580, 800 и 1350 га.

Таксономическую принадлежность зообентоса устанавливали по рекомендованным [275] определителям.

Вариабельность динамики биомассы (*ВДБ*) оценивали в течение года соотношением минимальных и максимальных значений биомассы за эти отрезки времени по формуле [7]:

$$ВДБ_1 = \frac{(B_{\max} - B_{\min})}{\overline{B}} \quad (2.2),$$

где B_{max}, B_{min}, $\overline{B}$ - соответственно максимальна, минимальная и средняя биомассы за или год.

Потенциальную рыбопродуктивность (прирост ихтиомассы) по кормовым ресурсам зообентоса рассчитывали в соответствии с утвержденными в Молдове методиками [372] по формуле:

$$X_z = B \times P/B \times K_3 \times K_2^{-1} \times n^{-1} \quad (2.3),$$ где:

B - средняя биомасса макрозообентоса, г/м^2;

P/B - коэффициент для перевода биомасс кормовых организмов в их продукцию;

K_2 - кормовой коэффициент для перевода продукции зообентоса в прирост ихтиомассы;

K_3 - показатель предельно возможного использования биомассы макрозообентоса;

n - число видов рыб, потребителей зообентоса

Продукция различных групп зообентоса определялась на основании годовых P/B-коэффициентов, рассчитанных для массовых видов различных групп донной фауны с учетом климатических условий региона и литературных данных [28, 152].

Для изучения активности пищеварительных ферментов у донных гидробионтов Кучурганского водохранилища (хирономиды, олигохеты, пресноводная восточная креветка *Macrobrachium nipponense*, дрейссена) в качестве ферментативно-активных препаратов использовали гомогенаты предварительно размельченных и тщательно перемешанных тканей бентосных беспозвоночных. Моллюсков исследовали без раковины. Аликвоты проб (0.5-1.0 г) гомогенизировали с небольшим количеством раствора Рингера для холоднокровных животных (103 мМ NaCl, 1.9 мМ KCl, 0.45 мМ $CaCl_2$, pH 7.4) при температуре 2-4°С. Затем гомогенат дополнительно разводили раствором Рингера до конечного разведения – 1:99. В качестве субстрата использовали 1% раствор казеина. Все операции проводили при температуре 0, 20, 40, 60 °С и непрерывном перемешивании. Активность протеиназ (преимущественно активность трипсина, КФ 3.4.21.4 и химотрипсина КФ 3.4.21.1) оценивали по увеличению концентрации тирозина методом Ансона в некоторой модификации. Интенсивность окрашивания определяли на фотоколориметре при красном светофильтре, λ=670 нм. Достоверность различий оценивали при помощи однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA-тест, по F-критерию), при $p<0.05$, $p<0.001$.

Для Кучурганского водохранилища исследовали степень накопления микроэлементов-металлов в донных беспозвоночных - Chyronomidae, Mysidae, *Dreissena polymorpha, Lithoglyphus naticoides* и *Viviparus viviparus*, в их биотопе – илах, а также в

тканях такого бентофага водоема-охладителя, как карась. Для определения металлов в донных отложениях свежеотобранные илы центрифугировали при 2500-3000 оборотах в минуту и полученные иловые растворы профильтровывали и подкисляли азотной кислотой. Уровень накопления металлов в донных беспозвоночных и в тканях рыб определяли после их «мокрого озоления» смесью азотной и соляной кислот [282].

Содержание тяжелых металлов определяли методами атомной абсорбции при электротермической атомизации в графитовой печи на приборе AAnalist 500 (ошибка не превышает 5-7%) и атомной эмиссии на атомно эмиссионном спектрометре с индуктивно связанной плазмой - Thermo Scientific iCAP 6200-ICP-OES (ошибка измерения ±1-2%) [327, 328]. Анализ проб проводился в Лаборатории гидробиологии и экотоксикологии Института зоологии Молдовы. Статистическую обработку результатов исследования осуществляли общепринятыми методами с применением программ Microsoft Excel 7 и Statistica 10.

Для оценки и динамики экологического состояния водных объектов были применены следующие методы [186, 272, 275]: состояние макрозообентоса водохранилищ в различные периоды функционирования; индекс Карра и Хилтонена (C&HI); индекс Гуднайта и Уитлея (G&WI); индекс Кинга и Балла (C&BI); индекс Ландбека и Сизера (L&SI); BMWP и ASPT индексы. Для Кучурганского водохранилища рассмотрено развитие зообентоса по периодам в соответствии с градацией степени теплового воздействия Молдавской ГРЭС на водоем-охладитель. Остальные показатели для Кучурганского и Дубоссарского водохранилища рассмотрены за период 2011-2021 гг.

Для оценки временных сукцессий, кроме собственных исследований, были использованы многолетние данные о состоянии зообентоса за период начиная с 60-х годов прошлого столетия, которые позволили промоделировать сукцессии различных групп бентосных беспозвоночных в мнолетнем аспекте и с учетом антропогенного воздействия.

Построение математических моделей осуществлялось на основе комбинации параметров (факторов) среды [48]. Для математических расчетов, построения графических объектов и оформления работы использовались информационные технологии в среде Windows – Microsoft Excel, Microsoft Word.

Выводы к главе 2.

1. Дано общее описание объектов исследования – Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС и Дубоссарского водохранилища, а также методов исследования, использованных в процессе выполнения данной работы.
2. Исследования зообентоса проводились с использованием общепринятых методик в гидробиологии, адаптированных к стандартам ЕС-ИСО.
3. Потенциальный прирост ихтиомассы исследованных водных объектов по кормовым ресурсам зообентоса рассчитывали по утвержденными в Молдове методикам.
4. Активность пищеварительных ферментов организмов зообентоса исследовали путем использования в качестве ферментативно-активных препаратов гомогенаты предварительно размельченных и тщательно перемешанных тканей бентосных беспозвоночных. Активность протеиназ оценивали по увеличению концентрации тирозина методом Ансона в некоторой модификации. Интенсивность окрашивания определяли на фотоколориметре при красном светофильтре, λ=670 нм.
5. Оценка эврибиотности видов и их адаптивного потенциала осуществлялась на основе расчетов вариабельности динамики биомассы.
6. Уровень накопления металлов выполнено в Лаборатории гидробиологии и экотоксикологии Института зоологии Молдовы с применением современных методов ААС с применением электротермического атомизатора и (ИСП-АЭС) с использованием соответствующего оборудования *AAnalist 400 Perkin Elmer* и *Thermo Scientific iCAP 6200 Duo, Thermo Fisher Scientific*.
7. Оценка экологического состояния водохранилищ по организмам зообентоса проводилась по общепринятым, а также рекомендованным в Молдове методам Оценка экологического состояния водохранилищ по организмам зообентоса проводилась по общепринятым, а также рекомендованным в Молдове методам (состояние зообентоса водохранилищ в различные периоды их функционирования, C&HI, G&WI, C&BI, L&SI, P&B, BMWP и ASPT индексы). Построение математических моделей осуществлялось на основе комбинации параметров среды.

3. РАЗНООБРАЗИЕ, ПРОДУКТИВНОСТЬ И ИЗМЕНЕНИЕ СТРУКТУРНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК СООБЩЕСТВ ЗООБЕНТОСА В ВОДОХРАНИЛИЩАХ БАССЕЙНА ДНЕСТРА ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

3.1. Современное состояние и многолетняя динамика зообентоса Дубоссарского водохранилища

Донную фауну Дубоссарского водохранилища в разной степени составляют литореофильный, псаммореофильный, пелореофильный, агрилофильный и фитофильный бентические комплексы. Вследствие снижения скорости течения и усиленного заиления водохранилища усугубившегося в результате влияния гидроузла Новоднестровской ГАЭС, наиболее широко распространен и является основным в его донной фауне пелореофильный комплекс. Донная фауна водохранилища представлена в основном «мягким» зообентосом: кольчатыми червями, высшими ракообразными и личинками амфибиотических насекомых. Малакофауну формируют двустворчатые и брюхоногие моллюски [17, 68, 221]. Что касается общего разнообразия донной фауны водохранилища, то за все годы его исследований в нем отмечено в общей сложности более 170 видов [230, 242, 244] (табл. 3.1).

Таблица 3.1. Динамика таксономического состава зообентоса Дубоссарского водохранилища

До образования водохранилища (до 1955 г)	После зарегулирования (1955 г.)	1960-1970 гг.	К середине 1970-х гг.	2013-2015 гг.	2018-2021 гг.
190 видов	75 видов	117 видов	130 - 160 видов	149 видов	170 видов

До образования водохранилища реофильный бентический комплекс этого участка Днестра формировали 190 видов беспозвоночных гидробионтов со средней численностью 1800 экз./м^2. После зарегулирования этого участка Днестра произошло обеднение видового состава зообентоса до 75 видов и трансформация его экологического состава с элиминацией доминировавших ранее лито- и псамореофильных форм. Впоследствии число видов увеличилось до 117 с преобладанием пелореофильных форм олигохет и хирономид. Наиболее многочисленными (до 15000 экз./м^2) были олигохеты (60 видов). В середине 1950-х гг. в водохранилище учеными института зоологии были вселены 3 вида мизид и 1 кумацея. Спустя 5 лет с образования водохранилища численность зообентоса возросла в среднем до 9770 экз./м^2 с биомассой 40 г/м^2 [242].

К середине 1970-х гг. в составе зообентоса было отмечено от 130 до 160 видов, выпали многие реофильные и оксифильные виды. В 1980-1990-х годах продолжилась трансформация донной фауны водохранилища с преобладанием олигохетно-хирономидного комплекса и дрейссены.

В 2013-2015 гг. сообщества зообентоса формировали 149 видов. Средняя численность «мягкого» зообентоса в водохранилище составила 6447 экз./м^2 с биомассой 17 г/м^2. К 2021 г. список зообентоса расширен до 170 видов, при этом исчезли чувствительные к загрязнению виды и появились новые, в том числе инвазивные [242, 244]. Анализируя общее состояние донной фауны Дубоссарского водохранилища по результатам наших исследований 2010-2021 гг. (табл. 3.2), мы пришли к следующим результатам.

Олигохеты. Самой многочисленной группой зообентоса водохранилища являются олигохеты. Представлены они в основном псамо-пелореофильным комплексом тубифицид. Всего в Днестре отмечено 49 видов олигохет [291, 292]. В Дубоссарском водохранилище преобладают представители наидид и тубифицид.

Семейство Naididae: *Stylaria lacustris*, *Vejdovskyella comata*, *V. intermedia*, *Dero digitata*, *Nais behningi*, *N. bretscheri*, *Spercaria josinae*, *Ophidonais serpentina*, *Uncinais uncinata*, *Amphichaeta leydigi*, *Chaetogaster diastrophus*, *Pristina rosea*, *Pristina bilobata*, *P. bilobata*, *P. aequiseta*, *P. longiseta*.

Семейство Tubificidae: *Rhyacodrilus falciformis*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. claparedianus*, *L. udekemianus*, *L. profundicola*, *L. michaelseni*, *Ilyodrilus moldaviensis*, *I. hammoniensis*, *I. bedoti*, *Psammoryctes barbatus*, *Tubifex tubifex*, *T. nevaensis*, *T. ignotus*, *T. filum*, *Branchiura sowerbyi*, *Isochaetides michaelseni*.

Семейство Enchytraeidae: *Propappus volri*.

По приуроченности к субстратам олигохеты Дубоссарского водохранилища формируют 5 комплексов.

Литореофильный комплекс олигохет представляют: *Nais behningi, N. pardalis, Limnodrilus hoffmeisteri, L. michaelseni, L. claparedeianus, Tubifex nevaensis, Potamothrix isochaetus, Propappus volri, Psammoryctides albicola, P. barbatus, Peloscolex velutina.*

Группу пелореофилов формируют: *Tubifex tubifex, T. nevaensis*, *Ilyodrilus hammoniensis, I. moldaviensis, I. bedoti, Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedianus, L. udekemianus, Psammoryctes barbatus, Chetogaster diastrophus, Nais behningi, Spercaria josinae, Dero digitata, Vejdovskyella comata, V. intermedi, Uncinais uncinata, Ophidonais serpaentina, Isochaetides michaelseni, Pristina rosea, P. bilobata*.

Таблица 3.2. Динамика количественного развития зообентоса Дубоссарского водохранилища в 2010-2021 гг.

Группа зообентоса	2010 (n=36)	2011 (n=36)	2012 (n=36)	2013 (n=36)	2014 (n=36)	2015 (n=36)	2016 (n=36)	2017 (n=36)	2018 (n=36)	2019 (n=36)	2020 (n=36)	2021 (n=36)	Среднее (n=432)
Олигохеты	*1657±83 **7,25±0,4	3372±163 10,76±0,6	2584±155 4,61±0,3	2334±123 4,29±0,4	2055±143 4,04±0,3	1683±110 3,59±0,28	2550±165 4,01±0,3	2193±127 2,74±0,2	2370±158 2,73±0,21	2023±141 2,49±0,18	3373±162 3,75±0,24	2690±173 3,03±0,24	2407±132 4,44±0,3
Полихеты	5±1,6 0,009±0,003	2±1 0,003±0,001	15±6 0,08±0,04	-	-	7±4,5 0,02±0,012	7±4,5 0,04±0,024	-	-	-	17±6,5 0,11±0,07	17±6,5 0,17±0,11	6±3,2 0,04±0,02
Хирономиды	97±7 0,4±0,02	1479±68 15,2±0,72	1136±79 4,32±0,31	883±66 4,03±0,33	810±56 5,58±0,39	318±29 3,16±0,25	865±63 4,59±0,33	972±79 8,85±0,73	933±68 15,89±1,2	960±65 15,68±1,3	767±59 11,61±0,9	877±69 8,23±0,5	841±59 8,13±0,6
Высшие ракообразные	675±48 1,13±0,22	100±9 0,43±0,03	96±7 0,17±0,03	28±4 0,03±0,007	53±8 0,30±0,09	80±11 0,26±0,08	193±31 1,28±0,42	83±9 0,35±0,04	73±11 0,26±0,05	80±13 0,35±0,08	63±7 0,46±0,08	37±4 0,04±0,007	130±23 0,42±0,09
Ceratopogonidae	20±4 0,05±0,01	13±4,4 0,03±0,007	32±6,1 0,09±0,02	8±2,8 0,02±0,003	23±4 0,06±0,01	3±1,5 0,003±0,001	93±18 0,27±0,06	237±24 0,98±,021	100±8 0,55±0,06	90±7 0,45±0,07	83±9 0,25±0,03	47±6 0,08±0,01	62±7 0,24±0,03
Ephemeroptera	3 0,07	6 0,94	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 0,08
Trichoptera	3 0,01	-	-	-	-	3 0,03	13 0,12	3 0,02	-	-	7 0,06	-	2 0,02
«мягкий» зообентос	2460±37 8,91±0,98	4972±298 27,37±1,9	3864±302 9,27±0,84	3254±218 8,37±0,72	2942±235 9,98±0,79	2094±159 7,06±0,65	3722±245 10,30±0,8	3488±279 12,94±1,1	3476±208 19,43±1,7	3153±162 18,97±1,8	4310±258 16,24±1,2	3667±256 11,55±1,1	3450±234 13,37±1,1
Dreissena polymorpha	698±111 22,47±3,2	40±6 35,11±5,9	26±6 62,55±11,2	-	86±12 35,37±4,9	267±29 227,18±29	223±23 183,32±22	33±4 3,97±0,51	393±35 225,3±23	237±21 25,23±3,3	230±19 28,02±2,7	-	186±16 70,71±8,5
Общий зообентос	3157±158 31,39±2,2	5012±265 62,48±3,8	3890±272 71,82±5,8	3267±262 109,18±9,8	3032±224 48,02±5,8	2371±181 605,14±54	3945±253 193,64±17	3521±243 16,91±1,8	3870±294 244,73±22	3390±179 44,20±5,4	4540±281 44,26±5,8	3667±278 11,55±1,1	3638±174 123,61±9,9

**численность (экз./м^2); **биомасса (г/м^2); - - не попали в пробы*

Псаммореофилы представлены: *Limnodrilus profundicola, L. claparedeianus, L. michaelseni, Amphichaeta leydidii, Propappus volri, Nais bretscheri, Tubifex ignotus, T. filum, Pristina rosea, P. bilobata*, *P. aeguiseta*, *P. longiseta, Ilyodrilus moldaviensis, Nais bretscheri, Rhyacodrilus falciformis*.

Агрилофильный олигохетоценоз составляют: *Limnodrilus hoffmeisteri, L. udekemianus, Nais behningi, Tubifex tubifex, Euilyodrilus hammoniensis.*

Группу фитофилов образуют: *Nais barbata, N. communis, N. simplex, Stylaria lacustris, Pristina rosea, Euilyodrilus hammoniensis, Dero digitata, Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedianus, L. udekemianus, L. michaelseni.*

В трофической структуре популяций олигохет водохранилища доминирующее положение занимают эврибионтные детритофаги с преобладанием *Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedianus, L. udekemianus, L. michaelseni, Ilyodrilus moldaviensis, Isochaetus michaelseni, Propappus volri.*

Нами установлено, что в среднем за период 2010-2021 гг. численность олигохет находилась на уровне 2407 экз./м^2 с биомассой 4,44 г/м^2 (табл. 3.2). По акватории водохранилища распределение олигохет как по численности, так и по биомассе, как в прочем и других групп «мягкого» зообентоса, варьирует по годам, носит мозаичный характер и не имеет определенной закономерности.

В структуре «мягкого», или кормового зообентоса Дубоссарского водохранилища доля олигохет по численности составляет 69,7% а по биомассе 33,2% (рис. 3.1).

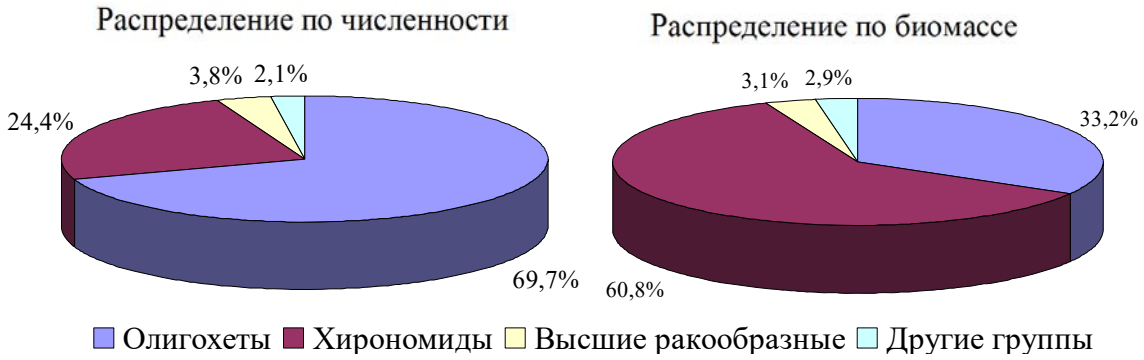


Рис. 3.1. Долевой состав основных компонентов «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища в 2010-2021 гг.

Рассматривая динамику изменения численности и биомассы олигохет Дубоссарского водохранилища за период 2010-2021 гг. из таб. 3.2. и рис. 3.2. следует, что их численность варьирует от 1657 экз./м^2 в 2010 г. до 3370 экз./м^2 в 2011 и 2020 гг. Биомасса изменялась в более широких пределах - от 2,49 г/м^2 в 2019 г. до 10,76 г/м^2 в 2011 г.

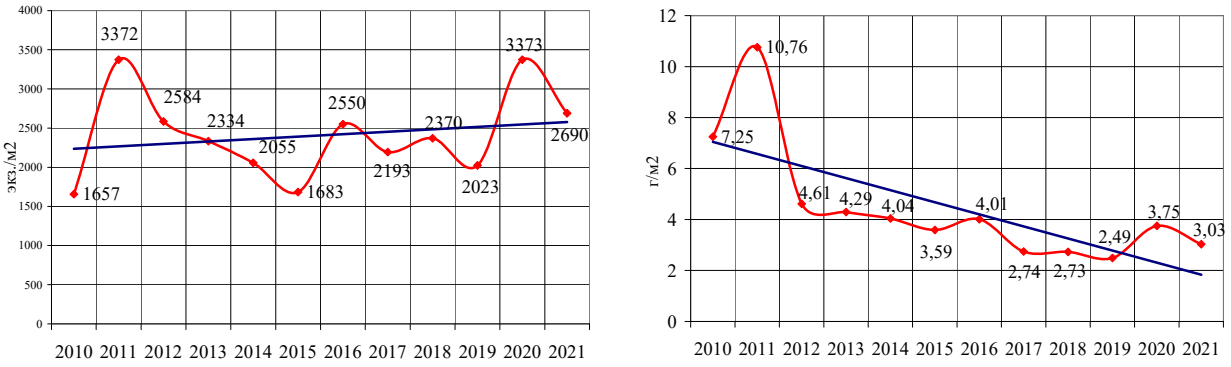


Рис. 3.2. Динамика изменения численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) олигохет в Дубоссарском водохранилище, 2010-2021 гг.

Прослеживается незначительный тренд роста численности олигохет на фоне снижения их биомассы вследствие интенсификации процессов лимнофикации водохранилища, способствующих преобладанию пелофильных форм олигохет.

Биомасса является одной из важнейших экологических характеристик популяций, сообществ и экологических систем, т.к. с ней связаны скорости протекания их жизненных функций – питание, рост, метаболизм, продуцирование и др. [7]. Биомасса, как более стабильный показатель, чем численность организмов, лучше характеризует свойства сообщества. Динамика биомассы популяций и сообществ определяется их структурой, жизненными циклами, спецификой реакции организмов на факторы среды и биотическими взаимоотношениями в сообществах. Поведение экосистем в конкретных условиях в определенной степени отражают сезонные или многолетние изменения их структурных или функциональных характеристик, в том числе вариабельность динамики биомассы (*ВДБ*). Вариабельность динамики биомассы зообентоса наряду с биомассой и индексом видового разнообразия Шеннона определяет структурно-функциональную дифференциацию водоемов. В свою очередь на эти характеристики влияет ряд гидрохимических и гидрологических факторов, специфичных для каждого водоема [232].

Среди гидробиологов нет единого мнения о зависимости *ВДБ* от антропогенного воздействия на водные экосистемы, вернее от характера его проявления. Академик А.Ф. Алимов и др. [7] отмечают, что *ВДБ* возрастает при загрязнении и эвтрофировании водоемов, особенно антропогенном. В.А. Яковлев [253] пишет, что: «в отсутствии антропогенного воздействия, т.е. в нормально функционирующих (северных) водных экосистемах, вариабельность значений численности и биомассы бентоса относительно высока». Минимальная вариабельность наблюдается чаще всего в трансформированных экосистемах. В этой же работе отмечено, что *ВДБ* выше в условиях эвтрофирования и термофикации водоема по сравнению с его токсификацией и ацидификацией.

Вариабельность динамики биомассы, помимо всего прочего, зависит от структурных характеристик сообществ. Она связана с соотношением стено- и эврибионтных видов. В сообществах с низкими ее значениями преобладают эврибионтные виды.

Мы рассчитали *ВДБ* основных групп «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища на основании минимальных, максимальных и средних сезонных значений (весна, лето, осень) за период 2010-2021 гг., составили табл. 3.3.

Таблица 3.3. Вариабельность динамики биомассы основных групп «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг.

Группа зообентоса	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	сред нее
Олигохеты	0,56	1,23	0,99	0,67	0,95	0,77	0,15	0,17	0,34	0,43	0,45	0,47	0,59
Хирономиды	0,50	1,87	0,37	1,42	0,43	0,43	0,89	0,39	0,30	0,24	0,31	1,05	0,68
Высшие ракообразные	0,11	2,07	2,53	1,33	2,15	2,27	0,82	1,74	0,84	1,65	0,61	0,75	1,40
Цератопогониды	0,11	2,60	1,22	1,0	1,33	3,33	1,14	1,45	0,72	1,68	0,60	1,5	1,39
«Мягкий» бентос	0,74	1,61	0,72	0,61	0,14	0,60	0,45	0,25	0,28	0,33	0,37	0,84	0,58

Из данных табл. 3.3 следует, что среди рассмотренных групп «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища олигохеты обладают самым низким значением *ВДБ* (0,59), что характеризует эту группу гидробионтов как наиболее эврибионтную, приспособленную к изменению условий среды обитания [232].

Динамика изменений *ВДБ* основных групп зообентоса водохранилища подвержена значительным колебаниям (рис. 3.3), что свидетельствует о происходящих в системе изменениях структуры, а значит и функционирования. Это указывает на то, что водохранилище находится под сильным антропогенным воздействием [242].

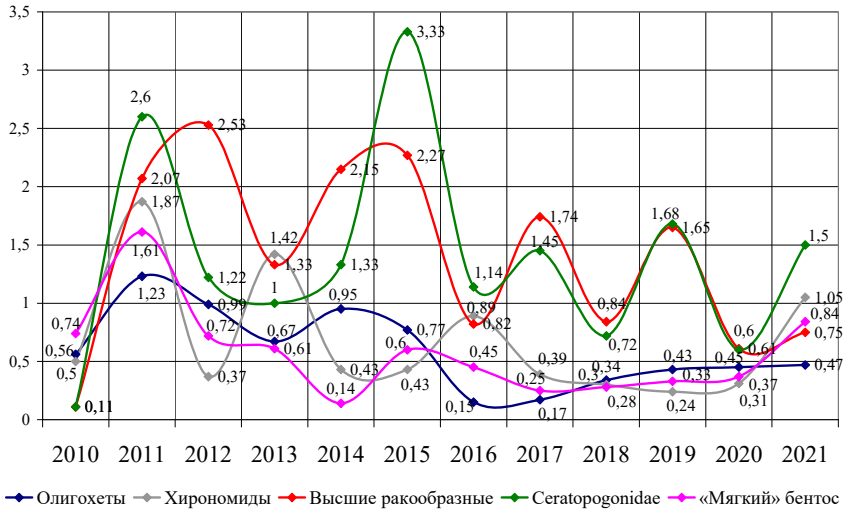


Рис. 3.3. Изменение *ВДБ* основных групп зообентоса Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг.

Полихеты. В водных экосистемах бассейна Днестра полихеты, будучи понто-каспийскими реликтами, в основном распространены в Кучурганском водохранилище и Нижнем Днестре (включая рукав Турунчук) [169, 205, 347]. До зарегулирования стока Днестра *Hypaniola kowalewskyi* встречалась до г. Дубоссары (в среднем 11 экз./м^2), а *Hypania invalida* до г. Сороки (в среднем 33 экз./м^2) [171]. В результате наших исследований установлено, что численность полихет в Дубоссарском водохранилище, как и ранее, незначительна (табл. 3.2). При средней многолетней численности всего 6 экз./м^2 и биомассе 0,04 г/м^2, наибольшая численность наблюдалась в 2020-2021 гг. - 17 экз./м^2. Максимальная численность полихет в одной пробе отмечена в количестве 140 экз./м^2. Сравнивая обилие полихет в Дубоссарском водохранилище и Нижнем Днестре, отметим, что ниже по течению оно заметно возрастает. Так среднесезонная численность полихет в Турунчуке может достигать 3997 экз./м^2 с биомассой 12,46 г/м^2 [169, 171].

Личинки амфибиотических насекомых – важный компонент донной фауны водоемов, формирующий кормовую базу водоема и выступающий в качестве биоиндикаторов их экологического состояния. В Дубоссарском водохранилище личинки амфибиотических насекомых представлены, в первую очередь, личинками хирономид (Chironomidae), также встречаются личинки мокрецов (Ceratopogonidae) и реже – личинки вислокрылок (Sialidae), поденок (Ephemeroptera) и ручейников (Trichoptera).

Хирономиды (Chironomidae). Фауну хирономид Дубоссарского водохранилища формируют 34 вида, среди которых преобладают *Cricotopus sylvestris*, *Cricotopus gr. algarum*, *Cryptochironomus gr. defectus*, *Chironomus plumosus*, *Microtendipes gr. chloris*, *Polypedilum convictum*, *P. scalaenum*, *P. gr.nubeculosum*, *Tanypus punctipennis*, *T. vilipennis*. Средняя численность хирономид Дубоссарского водохранилища в 2010-2021 гг. составила 841 экз./м^2 с биомассой 8,13 г/м^2. В структуре комплекса «мягкого» зообентоса водохранилища хирономиды составили 24,4% по численности и 60,8% по биомассе (рис. 3.1). Доля хирономид в «мягком» бентосе варьирует в широких пределах – от 4 до 31% по численности и от 5 до 82% по биомассе. Многолетняя динамика численности и биомассы хирономид представлена в табл. 3.2 и рис. 3.4.

Анализ динамики и трендов развития численности и биомассы хирономид Дубоссарского водохранилища за период 2010-2021 гг. (рис. 3.4) установил, что их численность варьирует в широких пределах - от 97 экз./м^2 в 2010 г. до 1479 экз./м^2 в 2011 г. Биомасса варьировала в пределах 0,4 г/м^2 в 2010 г. до 15,89 г/м^2 в 2018 г. С 2010 по 2021 гг. прослеживается тенденция роста, как численности, так и биомассы хирономид, при этом тренд численности оказался более плавным, в сравнении с трендом биомассы.

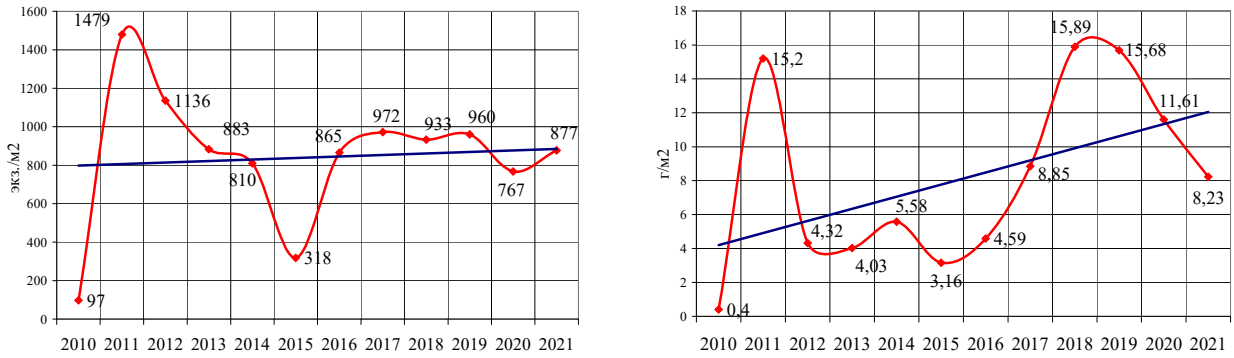


Рис. 3.4. Динамика изменения численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) хирономид в Дубоссарском водохранилище, 2010-2021 гг.

Расчет динамики вариабельности биомассы хирономид (табл. 3.3, рис. 3.3) выявил ее низкое среднемноголетнее значение, равное 0,68, что наряду с олигохетами, характеризует их как эврибионтную группу зообентоса Дубоссарского водохранилища, способную быстро адаптироваться к изменяющимся условиям среды обитания.

Мокрецы (Ceratopogonidae) наряду с хирономидами являются многочисленной группой амфибиотических насекомых, регулярно регистрируемой в дночерпательных пробах. Наибольшая средняя численность *Ceratopogonidae gen. sp.* отмечена в 2017 г. – 237 экз./м^2 (при максимальной 720 экз./м^2 с биомассой 0,84 г/ м^2). Среднегодовая численность мокрецов в водохранилище в 2010-2021 гг. составила 62 экз./м^2 с биомассой 0,24 г/м^2 (табл. 3.2). Доля цератопогонид в структуре «мягкого» зообентоса водохранилища составила по 1,8% по численности и биомассе.

На протяжении 2010-2021 г. численность цератопогонид варьировала в широких пределах от 3 до 237 экз./м^2. С 2016 г. в Дубоссарском водохранилище нами наблюдается резкий рост численности и биомассы цератопогонид (рис. 3.5).

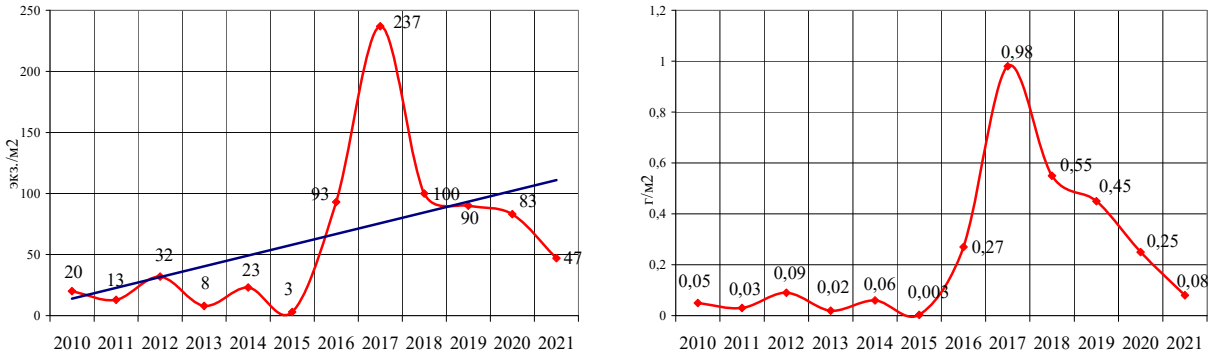


Рис. 3.5. Динамика изменения численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) цератопогонид в Дубоссарском водохранилище, 2010-2021 гг.

Среднее значение *ВДБ* цератопогонид оказалось практически равным ракообразным и выше, чем олигохет и хирономид, составив 1,39 (табл. 3.3.). Это характеризует их как менее эврибионтных гидробионтов в сравнении с ракообразными,

малощетинковыми червями и личинками хирономид. В тоже время, значительные колебания *ВДБ* цератопогонид (рис. 3.3) служат индикатором нестабильного состояния и функционирования экосистемы Дубоссарского водохранилища.

Ручейники (Trichoptera). Вследствие своей олигосапробности, ручейники в русле Днестра крайне малочисленны. Для Дубоссарского водохранилища к отмеченным ранее 7 видам, включая *Ecnomus tenellus, Oecetis lacustris* и *Orthotrichia costalis* [100] добавились еще 11 [104, 339], в том числе *Agraylea multipunctata, Athripsodes bilineatus, Hydropsyche ornatula, Oecetis ochracea.*

На протяжении 2010-2021 гг. средняя численность ручейников в отобранных нами пробах варьировала от 3 до 13 экз./м^2 (максимально 80 экз./м^2), либо в пробы они вообще не попадали. Средние показатели численности и биомассы за период исследований составили 2 экз./м^2 и 0,02 г/м^2. В целом следует отметить, что современная фауна ручейников региона изучена недостаточно. Увеличение количества таксонов связано с более детальной видовой идентификацией, а не с увеличением реального биоразнообразия этой группы амфибионтных насекомых на территории Молдовы [104].

Поденки (Ephemeroptera), как и ручейники не многочисленный отряд личинок амфибиотических насекомых донной фауны Дубоссарского водохранилища. Во многом это определено тем, что эта группа гидробионтов в основной своей массе относится к олигосапробным организмам и в водоемах, подверженных усиленному воздействию антропогенных факторов и эвтрофированию, находится в угнетенном состоянии. Фауну эфемероптер водохранилища составляют 8 видов [100, 103], в том числе *Caenis horaria*, *Caenis robusta*, *Cloeon dipterum*, *Cloeon simile*, *Palingenia longicauda*, *Heptagenia sulphurea*, *Ephemera lineata.* В 2010-2021 гг. личинки поденок в дночерпательные пробы попадали крайне редко и за период исследований их плотность оказалась всего 1 экз./м^2. В отдельных пробах численность поденок доходила до 40 экз./м^2. Обладая малой численностью, но при этом большим индивидуальным весом, поденки по биомассе составляют в отдельные годы до 3% от кормового зообентоса водохранилища, играя тем самым важную роль в обеспечении кормовой базы ихтиоценоза реки.

Высшие ракообразные бентоса Дубоссарского водохранилища представлены бокоплавами (Amphipoda), мизидами (Misidacea) и кумовыми ракообразными (Cumacea). Из 21 вида ракообразных донной фауны водохранилища 10 видов относятся к ранее интродуцированным, среди которых чаще встречаются: гаммариды *Dikerogammarus haemobaphes*, *D. villosus*, *Pontogammarus robustoides*; кумацеи *Pterocuma pectinata, Pseudocuma cercaroides*; мизиды *Limnomysis benedeni*, *Paramysis lacustris*, *Katamysis*

warpachowskyi. Общая средняя численность высших ракообразных в 2010-2021 гг. была на уровне 130 экз./м^2 с биомассой 0,42 г/м^2 (табл. 3.2), что в долевом отношении в структуре «мягкого» зообентоса составило 3,8% по численности и 3,1% по биомассе.

Наиболее многочисленными донными ракообразными Дубоссарского водохранилища являются бокоплавы. От всех высших ракообразных бентоса на их долю приходится 73% численности и 57,2% биомассы (рис. 3.6). Кумацеи занимают второе место по численности, по биомассе уступая мизидам, средняя биомасса которых составляет 0,14 г/м^2.

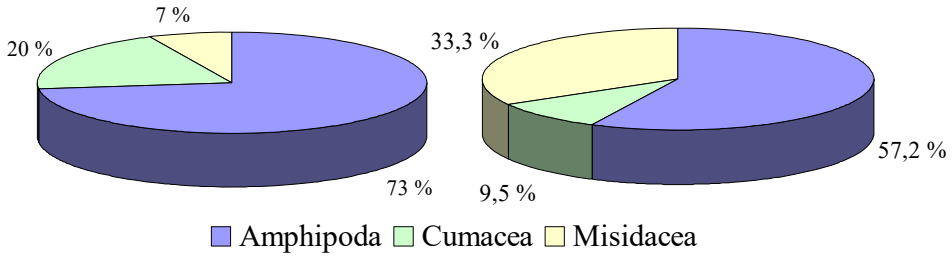


Рис. 3.6. Долевой состав по численности и биомассе донных ракообразных Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг.

По акватории водохранилища амфиподы распространены повсеместно, но в большем количестве регистрируются в местах с большой численностью дрейссены, с которой они находятся в биотических взаимоотношениях типа комменсализма, где комменсалами выступают бокоплавы. Так в 2010 г. наибольшая численность бокоплавов (1200 экз./м^2) отмечена нами в точке, где численность дрейссены составила 2790 экз./м^2. Общая динамика численности амфипод и дрейссены представлена на рис. 3.7.

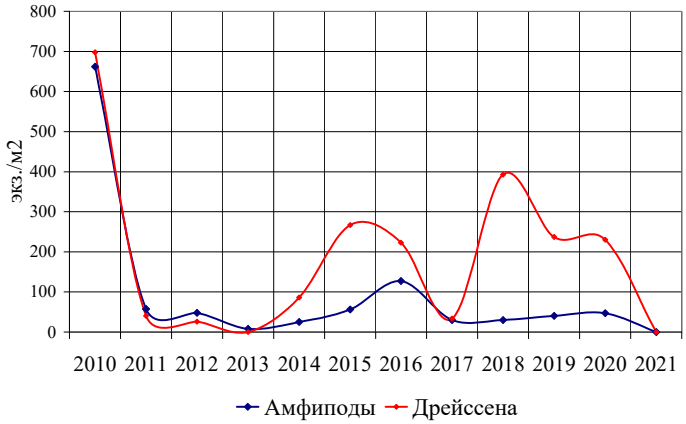


Рис. 3.7. Соотношение динамики численности амфипод и дрейссены Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг. (r = 0,81)

Друзы дрейссен в водоемах создают благоприятные условия не только для гаммарид, но и для других гидробионтов, создавая своеобразные сообщества. Наши исследования [99] ассоциированных видов в друзах дрейссенид в Дубоссарском и

Кучурганском водохранилищах показали, что наибольшее количество таксонов (до 20), отмечено в самых больших друзах дрейссен из Кучурганского водохранилища. Всего в исследованных друзах было идентифицировано 40 таксонов бентосных беспозвоночных: Spongia, Nematoda, Gastropoda: *Theodoxus fluviatilis, Viviparus viviparus, Lithoglyphus naticoides, Bithynia tentaculata, Caspia gmelini, Potamopyrgus antipodarum, Planorbis crista, Physa fontinalis, Lymnaea sp. juv., Valvata piscinalis*; Oligochaeta: *Nais sp.*, *Stylaria lacustris, Tubifex sp.div*; Hirudinea: *Glossiphonia complanata, Piscicola geometra*; Crustacea: Osrtacoda*, Cypridopsis vidua,* Gammaridae: *Dikerogammarus villosus, Dikerogammarus bispinosus, Dikerogammarus haemobaphes, Chaetogammarus sp., Chaetogammarus warpachowskyi, Iphigenela sp.,* Corophiidae*: Corophium robustrum, Corophium curvispinum*; Trichoptera: *Ecnomus tenellus;* Chironomidae: *Chironomus plumosus, Chironomus thummi, Chironomini* Gen. sp., *Diamesa insignipes, Tanytarsus sp., Orthocladius sp.,* Culicidae.

Кумовые ракообразные (Cumacea) являются обычным компонентом фауны донных ракообразных Дубоссарского водохранилища. В основном они представлены 2 видами - *Pterocuma pectinata* и *Pseudocuma (Stenocuma) cercaroides*. Доля кумовых в фауне крустацей зообентоса составляет 20% по численности и 9,5% по биомассе (рис. 3.6). Среднемноголетние значения количественного развития кумацей варьируют в пределах 26 экз./м^2 с биомассой 0,04 г/м^2.

Мизиды (Misidacea) Дубоссарского водохранилища по численности уступают амфиподам и кумацеям, и, занимая всего 7% по численности, по биомассе составляют значительную долю донных ракообразных – 33,3%. При небольшой средней численности, в отдельные годы местами они достигали 80 и более экз./м^2. В целом необходимо отметить, что после интродукции в водохранилище во второй половине 1950-х гг. *Mesomysis kowalewskyi* (синоним - *Paramysis lacustris*)*, Katamysis warpachowskyi* и *Limnomysis benedeni*, их численность в первые годы после вселения возросла. Численность *Limnomysis benedeni* местами доходила до 1386 экз./м^2.

Дальнейшее загрязнение Дубоссарского водохранилища способствовало резкому снижению численности гаммарид и некоторому росту численности мизид, оказавшихся более устойчивыми к органическому загрязнению. В начале 1970-х гг. численность мизид в бентосе водохранилища увеличилась в 5-6 раз, составив в среднем по акватории водоема 36 экз./м^2 с биомассой 0,2 г/м^2. На отдельных участках максимальная плотность обитателя русловой части *Paramysis lacustris* достигала 1500-1700 экз./м^2 с биомассой 3-11 г/м^2, а фитофильной *Limnomysis benedeni* - 700 экз./м^2 с биомассой 2,1 г/м^2 [23].

Нами установлено, что в последнее десятилетие наблюдается снижение численности мизид в водохранилище. В среднем за период 2010-2021 гг. их плотность в дночерпательных пробах составила 10 экз./м^2 с биомассой 0,14 г/м^2.

Динамика изменения совокупной численности и биомассы всех высших ракообразных бентоса Дубоссарского водохранилища за период 2010-2021 гг. представлена на рис. 3.8. В 2016 г. наблюдался рост численности, и особенно биомассы высших ракообразных в сравнении с предыдущими пятью годами исследований, впоследствии их численность и биомасса вернулись до среднегодовых значений.

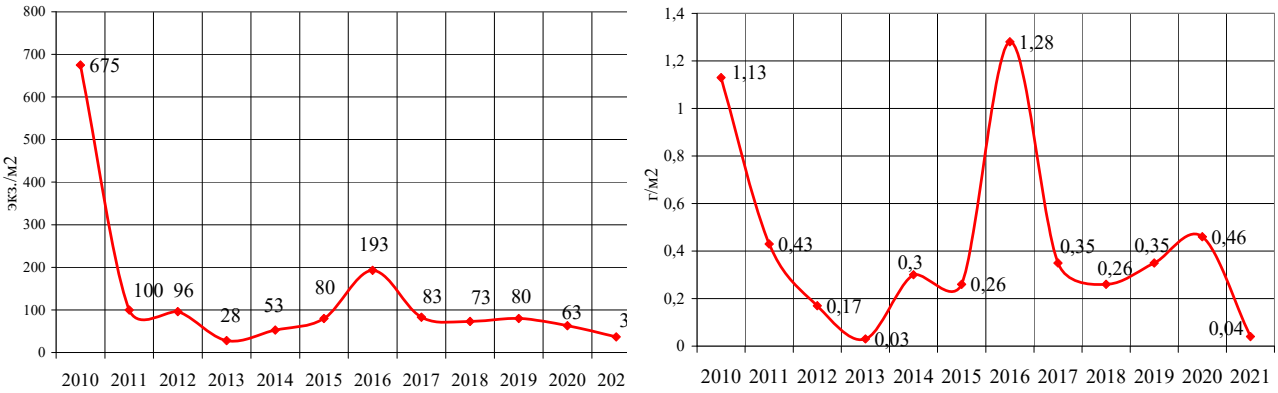


Рис. 3.8. Динамика изменения численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) высших ракообразных в бентосе Дубоссарского водохранилища, 2010-2021 гг.

Среднее значение вариабельности динамики биомассы ракообразных бентоса Дубоссарского водохранилища оказалось на уровне показателей *ВДБ* цератопогонид и выше, чем в популяциях олигохет и хирономид, составив 1,4 (табл. 3.3), что характеризует их как менее приспособленных гидробионтов к изменению условий среды обитания в сравнении с кольчатыми червями и личинками комаров звонцов.

«Мягкий» зообентос играет важную роль в водных экосистемах, являясь основным кормовым ресурсом для ихтиокомплексов. Развитие «мягкого» макрозообентоса Дубоссарского водохранилища характеризуется достаточно высокими показателями плотности и биомассы. Нами установлено, что при среднемноголетних значениях численности 3450 экз./м^2 и биомассы 13,37 г/м^2, максимальные показатели численности и биомассы кормового зообентоса за период 2010-2021 гг. отмечены в 2011 г. - 4972 экз./м^2 с биомассой 27,37 г/м^2, минимальные по численности и биомассе – в 2015 г. – 2094 экз./м^2 и 7,06 г/м^2 (табл. 3.2, рис. 3.9) [242, 244].

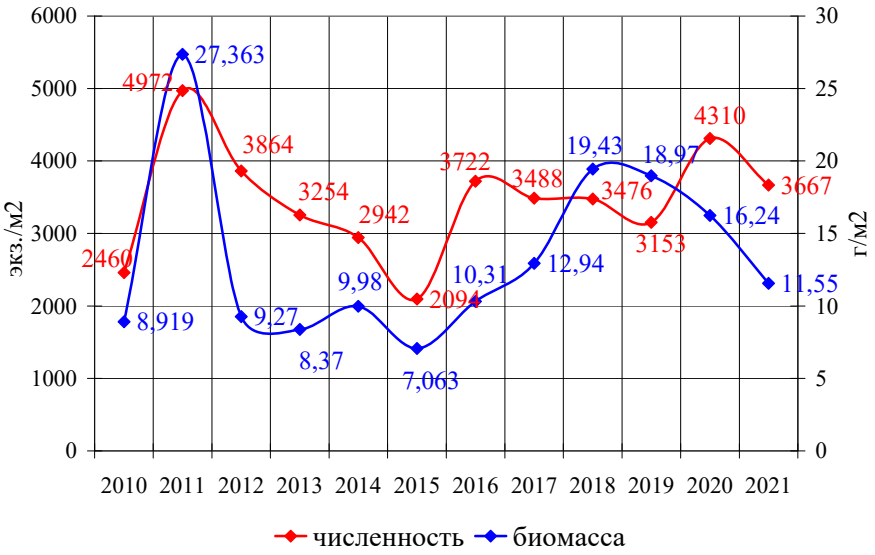


Рис. 3.9. Динамика количественного развития «мягкого» зообентоса в Дубоссарском водохранилище в 2010-2021 гг.

Численность и биомасса «мягкого» бентоса детерминируются олигохетно-хирономидным комплексом. Среднее значения численности и биомассы комплекса за период 2010-2021 гг. составили 3248 экз./м^2 или 94,1% и 12,57 г/м^2 или 94 % от «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища. Четкой зависимости развития количественных показателей «мягкого» зообентоса от сезона года не выявлено.

Моллюски Дубоссарского водохранилища достаточно широко представлены. Установлено, что в водохранилище обитают 35 видов моллюсков [100], значительная часть которых в зообентосе практически не встречается. Наиболее массовыми видами являются *Dreissena polymorpha* (в среднем 305-1134 экз./м^2 с биомассой 136-391 г/м^2) и *Theodoxus fluviatilis* (в среднем 77-824 экз./м^2 с биомассой 4,77-51,8 г/м^2). Остальные виды: *Viviparus viviparus, Lithoglyphus naticoides, Bithynia tentaculata, Lymnaea auricularia, Physa fontinalis* встречаются с плотностью 3-8 экз./м^2 [301].

В основном донная малакофауна Дубоссарского водохранилища представлена *Dreissena polymorpha*, *Theodoxus fluviatilis, Viviparus viviparus, Lithoglyphus naticoides, Sphaerium corneum.* Встречаются также унионид*ы Unio tumidus* и др. Остальные виды моллюсков обитают на высших водных растениях и в дночерпательные пробы не попадают. В дночерпательных доминирует дрейссена. За период наших исследований 2010-2021 гг. средняя численность дрейссены в водохранилище составила 186 экз./м^2 с биомассой 70,71 г/м^2. Являясь представителем перифитона, на грунтах Дубоссарского водохранилища, вследствие их заиленности, дрейссена встречается не часто, предпочитая твердые субстраты (камни, сваи, стебли тростника, раковины унионид).

Дрейссена занимает существенное место в фауне беспозвоночных водоемов. В ее скоплениях (друзах) создаются благоприятные условия для жизни других беспозвоночных (ракообразных, олигохет, личинок хирономид и др.), и таким образом формируется своеобразный биоценоз, который по природе (наличие твёрдого субстрата, благоприятный кислородный режим, постоянный транзит пищи) с полным основанием можно отнести к литореофильным биоценозам. Биоценоз дрейссены, а также и ее пелагические стадии играют важную роль в круговороте веществ водоёма. Дрейссена питается органической частью сестона. Все, что не потребляется ею седиментируется и потребляется сопутствующими ей беспозвоночными. При естественном отмирании органическая часть тела дрейссены поступает на дно и трансформируется далее бактериями и беспозвоночными. Мелкую дрейссену потребляют рыбы (плотва, карп и др.). Существенную роль играют личинки велигеры дрейссены, которые очищают воду от тончайших взвесей, а сами потребляются хищным зоопланктоном и молодью рыб.

Колонии дрейссены в водоеме представляют собой мощный биофильтр. Усредненные данные лабораторных экспериментов и материалы по различным водоемам Европы показали, что дрейссена массой 1 г (тело и раковина) профильтровывает от 35 до 110 мл/г/час, в среднем 58 мл/г/час [71]. Таким образом, при средних показателях биомассы дрейссены в Дубоссарском водохранилище 70,71 г/м^2, ее скопления способны отфильтровывать в сутки на площади 1 м^2 около 90 л воды, тем самым принимая активное участие в процессах естественного самоочищения водоема.

Обобщая вышесказанное можно отметить, что в результате зарегулирования Днестра в Дубоссарском водохранилище произошли коренные изменения в структуре и обилии донной фауны, которые усугубились после строительства ДГЭК. Стали очевидны следующие тенденции: уменьшилось видовое разнообразие и снизилась биомасса зообентоса с сокращением стенобионтной лито- и псаммореофильной фауны, доля чужеродных и интродуцированных видов возросла, а облик донного населения в целом стал более пелорефильным с преобладанием олигохетно-хирономидного комплекса.

В сравнении с Кучурганским водохранилищем, гидрологический режим Дубоссарского водохранилища и условия обитания гидробионтов оказались подвержены более резким колебаниям, что способствовало постоянной трансформации состава донной фауны, которая продолжается и по настоящее время.

3.2. Формирование и современное состояние донных сообществ техногенного водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС.

Изменения в экосистемах водоемов-охладителей в результате подогрева в значительной степени зависят не только от типа водного объекта, используемого для охлаждения, его объема, мощности ТЭС, системы водоснабжения электростанции, но и от ландшафтно-географической зоны, в которой расположен водоем-охладитель.

Кучурганское водохранилище - одно из немногих водохранилищ-охладителей, где исследования зообентоса проводятся на протяжении всего периода функционирования теплоэлектростанции. Этот факт позволяет рассматривать Кучурганское водохранилище модельным водоемом для исследования сукцессионных процессов в донной фауне при различных уровнях антропогенного воздействия.

3.2.1. Донная фауна Кучурганского водохранилища до ввода в эксплуатацию Молдавской ГРЭС

До строительства в 1964 г. и ввода в эксплуатацию Молдавской ГРЭС донная фауна Кучурганского лимана была довольно богата и разнообразна и включала 110 бентосных и нектобентосных форм, в том числе: Nematoda - 1, Polychaeta - 2, Oligochaeta - 55, Hirudinea - 4, Mollusca - 25, Mysidacea - 3, Cumacea - 3, Amphipoda - 14, Decapoda - 1, Odonata - 5, Ephemeroptera - 1, Plecoptera - 1, Coleoptera - 2, Diptera – 17 (Chironomidae – 16) [186, 194, 200]. Фактическое число таксонов донной фауны на тот период было несколько больше. По данным И. Тодераш и М. Владимирова [28] зообентос Кучурганского водохранилища насчитывал 167 видов. Некоторое несоответствие литературных данных объясняется тем, что сбор материала до ввода в эксплуатацию МГРЭС и зарегулирования лимана проводился ограниченно, а специальных фаунистических исследований по каждой группе донных гидробионтов не проводилось.

Первичноводный бентический комплекс на тот период времени исследований был представлен 86 видами, вторичноводный комплекс - 22 видами [186]. В генетическом отношении донная фауна Кучурганского водохранилища того периода была также неоднородна. Ее представляли две генетические группы: пресноводные организмы - 84 вида (76,4%), понто-каспийские иммигранты - 26 видов (23,6%).

Наиболее распространенными видами бентосных беспозвоночных лимана до ввода в эксплуатацию ТЭС были: из полихет - *Hypania invalida* (500-850 экз./м^2); из олигохет - *Ilyodrilus hammoniensis* (440-8440 экз./м^2), *I. vejdovskyi* (300-1900 экз./м^2), *Limnodrilus*

hoffmeisteri (120-1400 экз./м^2); из хирономид - *Tanytarsus mancus* (40-120 экз./м^2), *Cryptochironomus defectus* (80-240 экз./м^2), *Tendipes semireductus* (80-560 экз./м^2); из моллюсков - *Dreissena polymorpha* (120-160 экз./м^2), *Viviparus viviparus* (40-80 экз./м^2), *Lythogliphus naticoides* (200-440 экз./м^2); из амфипод - *Dikerogammarus haemobaphes fluviatilis* (150-400 экз./м^2), *Pontogammarus robustoides* (200-300 экз./м^2), *Corophium maeoticum* (20-60 экз./м^2) и др. [186]. Среди нектобентосных форм наиболее распространенными и массовыми являлись: из мизид - *Limnomysis benedeni* и *Paramysis lacustris*; из кумацей - *Pseudocuma cercarioides*, *Pterocuma rostrata* и др.

Средняя плотность организмов донной фауны лимана варьировала в пределах 2000-6000 экз./м^2. Наиболее массовые виды донных беспозвоночных формировали отдельные экологические комплексы (ценозы). До ввода в эксплуатацию Молдавской ГРЭС в лимане преобладали 3 ценоза ракообразных, образованных главным образом мизидами: *Paramysis sarsi*, занимающий основную часть нижнего и медиаль среднего плесов лимана; *Paramysis sarsi + P. lacustris*, занимающий верхнюю и не полностью нижнюю части прибрежных зарослей; *Limnomysis benedeni* с эпизодическим участием кумацей и амфипод - верхняя часть прибрежных зарослей. Моллюски формировали 2 ценоза: *D. polymorpha + Hypanis pontica* и *Micromelania lincta + D. polymorpha.* Наиболее массовым был ценоз *Oligochaeta + Chironomidae*. Высокую кормность лимана на тот период определяли олигохеты, хирономиды, моллюски и высшие ракообразные (амфиподы и мизиды) [186].

3.2.2. Донная фауна Кучурганского водохранилища в 1964-1965 гг. (период естественного термического режима)

На начальном этапе работы Молдавской ГРЭС Кучурганское водохранилище, вследствие незначительных объемов вырабатываемой электроэнергии (2,1 млрд. кВт/час при мощности станции 800 МВт к 1965 году), практически не подвергалось термической нагрузке со стороны электростанции.

Ко времени трансформации Кучурганского лимана в водоем-охладитель ТЭС отмеченные ранее особенности его донной фауны в основном сохранили свои черты [186, 194]. В этот период в зообентосе были отмечены около 190 видов гидробионтов [179, 200, 202]. Необходимо отметить, что столь богатое видовое разнообразие во многом определялось тем, что благодаря обилию зарослей макрофитов, более 50 видов, или свыше 26% общего состава беспозвоночных гидробионтов являлись фитофилами, в том числе 16 видов легочных брюхоногих моллюсков.

Таблица 3.4. Многолетняя динамика численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) зообентоса Кучурганского водохранилища за период 1964-2021 гг.

Группы бентоса	1964-1965 гг.		1966-1970 гг.		1976-1977 гг.		1981-1984 гг.		1990-1994 гг.		1997-2000 гг.		2004-2021 гг.	
	естественный термический режим		слабая тепловая нагрузка		умеренная термофикация		максимальная термофикация		сниженная термофикация				стабилизированный период сниженной термофикации	
	(Ярошенко, 1973)				данные лаборатории гидробиологии и экотоксикологии Института зоологии						данные автора			
	экз./м^2	г/м^2	экз./м^2	г/м^2	экз./м^2	г/м^2	экз./м^2	г/м^2	экз./м^2	г/м^2	экз./м^2	г/м^2	экз./м^2	г/м^2
Олигохеты	2730	3,76	2121	2,81	749 ±112	1,27 ±0,18	4177 ±585	2,11 ±0,29	4080 ±694	3,43 ±0,58	2692 ±698	3,73 ±0,96	5841 ±350	8,86 ±0,71
Полихеты	включены “прочие”	включены “прочие”	включены “прочие”	включены “прочие”	включены “прочие”	включены “прочие”	включены “прочие”	включены “прочие”	507 ±107	0,71 ±0,15	190 ±76	1,08 ±0,43	84 ±7	0,43 ±0,06
Хирономиды	689	1,86	590	1,74	1267 ±165	0,97 ±0,14	1161 ±198	2,06 ±0,35	2717 ±489	3,24 ±0,58	1958 ±411	9,34 ±2,96	831 ±57	13,23 ±1,72
Высшие ракообразные	44	0,71	131	0,73	263 ±47	0,37 ±0,07	221 ±46	0,66 ±0,13	569 ±142	1,27 ±0,32	579 ±202	2,65 ±1,04	124 ±10	0,51 ±0,08
в том числе: Амфиподы	данные отсутствуют	данные отсутствуют	данные отсутствуют	данные отсутствуют	224 ±41	0,31 ±0,06	153 ±31	0,56 ±0,11	322 ±157	0,97 ±0,41	485 ±164	2,51 ±1,0	119 ±8	0,46 ±0,03
Мизиды	данные отсутствуют	данные отсутствуют	данные отсутствуют	данные отсутствуют	8 ±1	0,03 ±0,005	23 ±5	0,06 ±0,01	34 ±15	0,08 ±0,02	5 ±2	0,02 ±0,008	1	0,003
Кумовые	включены “прочие”	включены “прочие”	включены “прочие”	включены “прочие”	31 ±6	0,03 ±0,005	45 ±9	0,04 ±0,0008	213 ±93	0,22 ±0,09	89 ±35	0,12 ±0,04	5	0,02
Прочие	830	0,37	194	0,96	146 ±29	0,56 ±0,11	55 ±12	2,40 ±0,55	57 ±22	0,17 ±0,06	25 ±12	0,04 ±0,018	33 ±3	0,13 ±0,01
«Мягкий» зообентос	4293	6,70	3036	6,24	2426 ±353	3,17 ±0,50	5615 ±841	7,24 ±1,32	7931 ±1454	8,82 ±1,69	5444 ±1197	16,83 ±5,40	6913 ±438	23,16 ±3,3
Моллюски	430	68,13	768	203,01	1950 ±370	987,97 ±187,7	859 ±178	344,12 ±82,5	1286 ±515	490,07 ±196,0	2680 ±1070	640,35 ±256,1	738 ±82	179,71 ±26,9
в том числе: Дрейссена	240	61,50	534	160,20	данные отсутствуют	866,20	843 ±177	318,1 ±77,3	1155 ±462	458,29 ±183	2388 ±955	597,29 ±238,8	734 ±88	174,35 ±19,1
Общий зообентос	4723	75,01	3804	209,25	4376 ±723	991,14 ±188,2	6474 ±1019	351,35 ±83,8	9217 ±1969	498,89 ±197,7	8125 ±2267	657,18 ±261,5	7652 ±567	202,86 ±30,3

Как и прежде, наиболее массовым компонентом донной фауны водохранилища были олигохеты – 40 видов. Доминирующими видами олигохет в этот период были *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothrix hammoniensis*, *P. vejdovskyi*. При общей численности зообентоса 4723 экз./м^2 (4293 экз./м^2 «мягкого»), на долю олигохет приходилось 2730 экз./м^2 с биомассой 3,76 г/м^2, что составляло 57,8% по численности и 5% по биомассе от всего зообентоса водохранилища (табл. 3.4, рис. 3.10, 3.11). Данные о продукционных показателях полихет в это время в литературе отсутствуют.

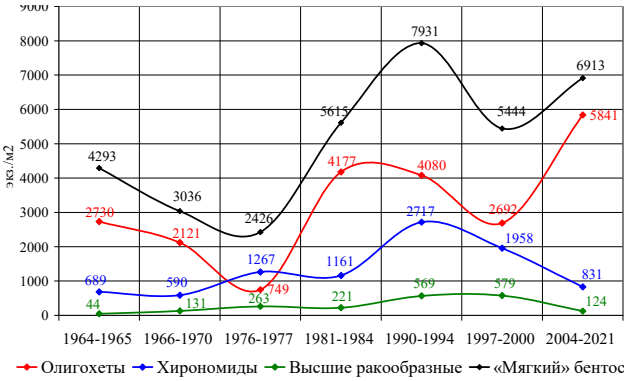


Рис. 3.10. Динамика численности (экз./м^2) «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды функционирования МГРЭС, 1964-2021 гг.

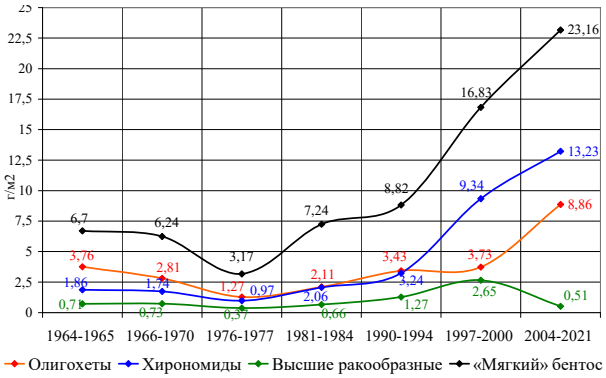


Рис. 3.11. Динамика биомассы (г/м^2) «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды функционирования МГРЭС, 1964-2021 гг.

Хирономиды не отличались высокими количественными показателями, как по численности (689 экз./м^2), так и по биомассе (1,86 г/м^2) (табл. 3.4). Доминирующими среди 39 видов хирономид водохранилища были *Cryptochironomus defectus*, *Chironomus semireductus*, *Procladius sp.*, *Tanitarsus mancus*.

Высшие ракообразные периода естественного термического режима водохранилища характеризовались самыми низкими показателями численности и биомассы за весь период исследований водоема в качестве охладителя Молдавской ГРЭС. Их средняя плотность в водохранилище не превышала 44 экз./м^2 при биомассе 0,71 г/м^2 [180, 194]. Таксономический состав ракообразных был многообразным и включал 15 видов амфипод, 4 мизид, 6 кумацей и 1 изоподу. За исключением амфиподы *Niphargoides borodini intermedius*, все ракообразные являются представителями реликтового понто-каспийского фаунистического комплекса [182, 205, 347].

Представляет интерес тот факт, что среди прочих компонентов «мягкого» зообентоса водохранилища в период 1964-1965 гг. широкого развития достигали свободноживущие нематоды, встречаемость которых достигала 81% взятых проб при средней плотности 624 экз./м^2. В дальнейшем они перешли в угнетенное состояние и к 1969 г. средняя плотность нематод в водохранилище составляла всего 7 экз./м^2 [186].

Популяции моллюсков на начальном этапе работы Молдавской ГРЭС характеризовались незначительными количественными показателями развития. При общей плотности 430 экз./м^2, их биомасса достигала 68,13 г/м^2 (табл. 3.4), что составляло 9% по численности и 90,8% по биомассе от всего зообентоса водохранилища. Доминирующий состав донной малакофауны водохранилища в этот период, без учета фитофильных легочных гастропод, составляли такие виды, как *Dreissena polymorpha*, *Theodoxus fluviatilis*, *T. danubialis*, *Viviparus viviparus*, *Lithoglyphus naticoides*, *Micromelania lincta*. Доминирующий в дальнейшем компонент донной малакофауны *D. polymorpha* в этот период функционирования водохранилища достигала численности 240 экз./м^2 с биомассой 61,5 г/м^2 [176, 194].

3.2.3. Донная фауна Кучурганского водохранилища в 1966-1970 гг. (период слабой тепловой нагрузки)

К 1970 г. выработка электроэнергии на Молдавской ГРЭС, при мощности станции 1400 МВт, достигла 6,8 млрд. кВт/час. Это, в свою очередь, привело к определенному повышению температуры воды на отдельных, особенно нижнем, наиболее обогреваемом участке водохранилища. Здесь среднегодовая температура воды составила 16,3 ^{o}C, что на 3,7 ^{o}C выше, чем в 1964-1965 гг. и на 4,9 ^{o}C выше естественной. На общем развитии донной фауны это не оказало сколько-нибудь существенного воздействия, за исключением отдельных групп гидробионтов [179, 186, 194]. Основные компоненты зообентоса, такие, как олигохеты и хирономиды несколько снизили свои продукционные показатели, другие (высшие ракообразные и моллюски), наоборот, положительно отреагировали на незначительное повышение среднегодовых температур воды (табл. 3.4). К этому времени видовой состав зообентоса водохранилища-охладителя остался на уровне периода естественного термического режима, включая 190 видов, объединенных 24 систематическими группами, среди которых преобладали олигохеты, хирономиды, моллюски и реликтовые понто-каспийские ракообразные. Благодаря обилию макрофитов, более 50 видов гидробионтов формировали фитофильный биоценоз [186, 200, 202].

Несмотря на то, что Кучурганское водохранилище-охладитель после зарегулирования стало не проточным водоемом и в значительной мере изолировано от р. Турунчук, в нем обитают виды гидробионтов, относящиеся к группе литореофилов. Это, в частности, такие моллюски, как *Theodoxus fluviatilis*, *Th. danubialis*, *Viviparus viviparus*, *Fagotia acicularis* [176]. Однако основной состав донной фауны водохранилища представлен пелофильным комплексом гидробионтов.

Специфической особенностью донной фауны водохранилища этого периода функционирования в качестве водоема-охладителя является наличие значительного количества понто-каспийских видов, среди которых обычными были: полихета *Hypania invalida*; моллюски *Micromelania lincta*, *Hypanis pontica* и *Adacna laeviuscula fragilis*; все амфиподы, в том числе 3 вида *Dikerogammarus*, 2 - *Chaetogammarus*, 5 - *Pontogammarus*, *Iphigenella acanthopoda* и 3 вида *Corophium*, а также все виды мизид и кумовые ракообразные. В целом 16% всего разнообразия донной фауны водохранилища на то время составляли понто-каспийские реликты [171, 182, 186, 205, 224, 347].

Распространение отдельных видов зообентоса по акватории водоема-охладителя было неравномерно. Из 190 видов донной фауны водохранилища на всех его участках в период слабой тепловой нагрузки встречались только 104 вида, или 55% их общего таксономического состава, 24 вида обнаружены в нижнем участке водохранилища, являющемся зоной активной циркуляции водо-охладительной системы ГРЭС. Из донных гидробионтов только на нижнем участке были отмечены *Fagotia acicularis* из моллюсков, *Pontogammarus sarsi* из гаммарид, *Katamysis warpachowskii* из мизид и др. Это указывало на то, что условия обитания и развития для большинства видов зообентоса в нижнем участке водохранилища были более благоприятны, чем в двух других участках. Об этом свидетельствовало и большее разнообразие донной фауны в нижнем участке (157 видов), чем в среднем (147 видов) и верхнем (123 видов) [186].

Доминирующими в донной фауне Кучурганского водохранилища на этапе слабой тепловой нагрузки оказались: из олигохет - *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Potamothrix hammoniensis*, *P. vejdovskyi*, *Limnodrilus udekemianus*; из полихет - *Hypania invalida*; из моллюсков - *Viviparus viviparus*, *Lithoglyphus naticoides*, *Theodoxus fluviatilis*, *Dreissena polymorpha*; из хирономид - *Chironomus semireductus*, *Cryptochironomus conjugens* [186, 194]. Наличие среди доминирующих видов донных гидробионтов литореофилов и понто-каспийских реликтов свидетельствует о том, что они не испытывали угнетения в водохранилище-охладителе, несмотря на то, что абиотические условия для них приобрели необычный, трансформированный характер.

В период слабой тепловой нагрузки на экосистему Кучурганского водохранилища в динамике численности и биомассы зообентоса произошли следующие изменения. «Мягкий» зообентос, за исключением высших ракообразных, несколько снизил показатели своего количественного развития с 4293 экз./м^2 и 6,70 г/м^2 до 3036 экз./м^2 и 6,24 г/м^2, а количественное развитие моллюсков наоборот возросло. Их средняя численность увеличилась по сравнению с периодом естественного термического режима в

1,8, а биомасса почти в 3 раза (768 экз./м^2 и 203,01 г/м^2) (табл. 3.4). Такой рост численности и биомассы моллюсков был обеспечен дрейссеной, популяция которой положительно отреагировала на увеличение среднегодовой температуры воды водохранилища, особенно на его нижнем участке.

В «мягком» бентосе преобладали олигохеты, которые по численности составляли 69,8%, а по биомассе 45%. На долю хирономид приходилось 19,4% и 27,8%; высших ракообразных 4,3% и 11,7% [194], которые аналогично дрейссене увеличили свою численность в 2,9 раза, при сохранении биомассы. Рост численности ракообразных был связан с развитием амфипод, главным образом корофиид, которые отличаются от гаммарид меньшим индивидуальным весом [186].

3.2.4. Донная фауна Кучурганского водохранилища в 1976-1977 гг. (период умеренной тепловой нагрузки)

К 1976-1977 гг. мощность Молдавской ГРЭС выросла до 2020 МВт, что позволило вырабатывать по 12,8 млрд. кВт/час в год. Увеличение мощности и количества вырабатываемой станцией электроэнергии привели к росту термофикации водохранилища, особенно его нижнего, самого большого по площади участка [186].

Зообентос водохранилища, за исключением олигохет, отреагировал на изменение термического режима водоема в сторону дальнейшего повышения температуры воды ростом показателей своего количественного развития (табл. 3.4, 3.5). При этом популяции олигохет почти в 3 раза снизили показатели своего количественного развития в сравнении с периодом слабой тепловой нагрузки на экосистему Кучурганского водохранилища (1966-1970 гг.). Среднегодовые показатели численности и биомассы олигохет, при прежнем составе доминирующих видов, отмечены на уровне 749 экз./м^2 и 1,27 г/м^2. В дальнейшем численность олигохет не только восстановилась, но и значительно возросла (рис. 3.10). По всей видимости, это не связано с изменением термического режима водоема, о чем свидетельствует существенный рост численности популяций олигохет в водохранилище в последующие этапы функционирования МГРЭС на фоне увеличения уровня термофикации Кучурганского водохранилища.

Так в период максимального уровня термофикации водоема-охладителя (1981-1984 гг.) олигохеты значительно увеличили численность своих популяций до 4177 экз./м^2 (табл. 3.4, рис. 3.10). Остальные группы донной фауны увеличили численность своих популяций. Хирономиды, в сравнении с периодом слабой тепловой нагрузки, увеличили свою плотность в 2 раза до 1267 экз./м^2 с биомассой 0,97 г/м^2.

Таблица 3.5. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в период умеренной тепловой нагрузки 1976-1977 гг. (данные лаборатории гидробиологии и экотоксикологии Института зоологии)

Группа зообентоса	верхний участок 580 га				средний участок 800 га				нижний участок 1350 га				среднее по водохранилищу 2730 га			
	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред. и ошибка средн.
Олигохеты	1414 4,63	350 0,37	1046 0,53	937 1,84	496 0,77	520 0,76	1033 1,48	683 1,0	413 0,58	646 0,75	1067 2,25	709 1,19	650 1,49	546 0,67	1052 1,66	749±112 1,27±0,18
Хирономиды	3493 2,30	733 0,86	1206 0,91	1811 1,36	1176 0,67	1080 1,09	1846 0,88	1367 0,88	634 0,82	736 0,55	1553 1,19	974 0,85	1401 1,09	836 0,77	1565 1,04	1267±165 0,97±0,14
Высшие ракообразные	220 0,28	218 0,26	667 1,12	368 0,55	313 0,54	171 0,22	124 0,23	203 0,33	521 0,34	98 0,31	141 0,29	253 0,31	396 0,38	145 0,27	248 0,45	263±47 0,37±0,07
Другие группы	6 0,11	21 0,04	86 0,56	38 0,24	6 0,02	187 0,54	80 0,18	91 0,25	516 2,22	48 0,2	113 0,25	226 0,89	258 1,13	83 0,26	98 0,29	146±29 0,56±0,11
«Мягкий» бентос	5133 7,32	1322 1,53	3005 3,12	3153 3,99	1991 2,0	1958 2,61	3083 2,77	2344 2,46	2084 3,96	1528 1,81	2874 3,98	2162 3,25	2705 4,09	1610 1,97	2963 3,44	2426±353 3,17±0,50
Моллюски	2757 1486,83	1457 1044,28	5334 3052,66	3183 1861,26	929 731,17	1422 705,92	1247 689,05	1199 708,71	2266 895,78	1612 560,86	1720 877,90	1866 778,18	1978 973,14	1523 706,06	2349 1284,69	1950±370 987,97±187,7
Общий зообентос	7890 1494,15	2779 1045,81	8339 3055,78	6336 1865,25	2920 733,17	3380 708,53	4330 691,82	3543 711,17	4350 899,74	3140 562,67	4594 881,88	4028 781,43	4683 977,23	3133 708,06	5312 1288,13	4376±723 991,14±188,2

Примечание: полихеты включены в другие группы

Если умеренная степень термофикации водохранилища-охладителя способствовала развитию эвритермных видов, то стенотермные холодноводные виды, наоборот, либо значительно снизили свои продукционные показатели, либо вовсе выпали из состава донных сообществ.

Моллюски, сохранив свой доминирующий состав, благодаря значительному росту популяции дрейссены, существенно увеличили свою численность и биомассу (1950 экз./м^2 и 987,97 г/м^2). Доля моллюсков в общем зообентосе составила по численности 44,5% и 99,7 % биомассе [176, 186, 194].

Более выраженная термофикация водоема-охладителя, в сравнении с периодом слабой тепловой нагрузки, нашла свое проявление в развитии донной фауны по участкам Кучурганского водохранилища с разной степенью теплового воздействия (табл. 3.5). Усиленная термофикация нижнего сектора водохранилища по сравнению со средним и верхним его участками привела к тому, что «мягкий» зообентос несколько снизил здесь свою численность, главным образом, за счет хирономид. Количественные показатели развития высших ракообразных и олигохет варьировали в незначительных пределах.

В донной малакофауне периода умеренной тепловой нагрузки на экосистему Кучурганского водохранилища уже наблюдается преобладание дрейссены. Общая численность и биомасса моллюсков находилась на достаточно высоком уровне (табл. 3.4, 3.5). Максимальные показатели ее численности для данного периода исследований отмечены на верхнем, не подверженном термофикации, участке Кучурганского водохранилища, где ее численность была в 2,6 раз выше, чем на среднем и в 1,7 раз выше, чем на нижнем, наиболее обогреваемом участке водоема-охладителя (табл. 3.5).

3.2.5. Донная фауна Кучурганского водохранилища в 1981-1984 гг. (период максимальной тепловой нагрузки)

К 1981-1984 гг., в результате наращивания мощностей Молдавской ГРЭС до 2500 МВт, значительно возросла тепловая нагрузка на экосистему водоема-охладителя, сопровождающаяся изменением физико-химических условий обитания гидробионтов в сторону их ухудшения. Этот период характеризуется максимальным уровнем термофикации Кучурганского водохранилища за весь период работы МГРЭС. В результате усиленной термофикации водоема-охладителя температура воды повысилась на 3-5 ^{o}C (на верхнем, наименее обогреваемом участке, на 7 ^{o}C по сравнению с периодом естественного термического режима).

В результате изменения экологических факторов видовое разнообразие донных

сообществ Кучурганского водохранилища сократилось почти на 70 видов. Из состава макрозообентоса выпали стенобионтные, холодолюбивые виды со слабой адаптивной способностью к изменению условий среды обитания, в том числе 26 видов амфибиотических насекомых, включая 12 видов хирономид, по 12 видов олигохет и высших ракообразных и 20 видов моллюсков, которые и прежде в водохранилище были немногочисленны [179, 186, 194].

Из состава ведущих групп зообентоса водохранилища выпали следующие виды: олигохеты - *Aulodrilus pluriseta*, *Nais variabilis*, *Trichodrilus pragensis*; моллюски - *Anisus spirorbis*, *Euglesa henslowana*, *Hypanis laeviuscula fragilis*, *Valvata pulchella*, *Valvata cristata*, *Fagotia acicularis*; высшие ракообразные - *Pontogammarus sarsi*, *Paramysis kessleri sarsi*, *Stenogammarus compressus*, *Amatilina cristata, Pseudocuma graciloides*; личинки хирономид - *Cryptocladopelma fridmanae, Cryptochironomus rolli, Corynoneura celeripes* и др. В тоже время учеными Института зоологии Молдовы на данном этапе развития гидробиологического режима и биоты водохранилища были зарегистрированы 25 ранее не отмеченных видов, в основном из хирономид и моллюсков. В итоге к этому времени фауна зообентоса насчитывала 168 таксонов [186, 194, 200, 201].

Благодаря наличию в зообентосе водохранилища эврибионтных видов, доминирующий состав донных зооценозов сохранился прежним. Из 28 видов олигохет преобладали 4 (*Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedeanus, Potamothrix hammoniensis, Psammoryctes barbatus*), из 20 видов высших ракообразных – 7 (*Dikerogammarus haemobaphes*, *Pontogammarus crassus, Corophium maeoticum, Limnomysis benedeni, Paramysis lacustris, Schizorynchus scabriusculus, Pterocuma pectinata*), из 31 вида моллюсков - 4 (*Dreissena polymorpha, Lithoglyphus naticoides, Theodoxus fluviatilis, Viviparus contectus*). Среди 49 видов личинок хирономид массовыми являлись 8 (*Chironomus plumosus, Leptochironomus tener, Cricotopus silvestris, Procladius ferrugineus, Polypedilum bicrenatum, Limnochironomus nervosus, Polypedilum nubeculosum, Cryptochironomus defectus*) [28, 186].

Ряд видов донных гидробионтов водохранилища характеризовался высокой теплоустойчивостью, о чем свидетельствовал факт их наличия в теплых сбросных каналах Молдавской ГРЭС в летнее время при температуре воды 31-32 °С (*Dreissena polymorpha, Lymnaea peregra, Lithoglyphus naticoides, Limnomysis benedeni* и др.) и 32-35,5 ^{o}С (*Pontogammarus crassus, Pontogammarus robustoides, Theodoxus fluviatilis, Physella integra*). В самом водохранилище типичные теплолюбивые виды зообентоса (*Bithynia tentaculata, Physella integra, Polypedilum scalaenum* и др.) также встречались в зоне с усиленным

подогревом (нижний участок). При этом качественный состав донной фауны в местах, расположенных ближе к выходу сбросных теплых вод и удаленных от него, существенно не отличался.

Трансформация условий среды обитания гидробионтов в Кучурганском водохранилище в результате возросшей антропогенной нагрузки оказала определенное влияние на количественное развитие донных зооценозов. Донные беспозвоночные по-разному отреагировали на возросший уровень термофикации и эвтрофикации.

Олигохеты, в сравнении с предыдущими этапами становления водоема-охладителя (табл. 3.4, рис. 3.10), достигли максимальных величин своей численности, хирономиды также сохранили свой биопродукционный потенциал. Численность и биомасса большинства групп вторично-водных гидробионтов (поденки, ручейники, стрекозы и др.), за исключением личинок хирономид, под влиянием подогрева воды сократились (рис. 3.10, 3.11). Моллюски в условиях повышенной термофикации также снизили численность своих популяций [186, 194].

В распределении зообентоса по акватории Кучурганского водохранилища четко прослеживается зависимость развития гидробионтов от степени подогрева различных участков водоема (табл. 3.6). На нижнем, наиболее обогреваемом участке, особенно на правобережье, куда кроме сбросных теплых вод охлаждающих систем Молдавской ГРЭС периодически поступают различные загрязнители (продукты распада топлива, солей тяжелых металлов, различных соединений, используемых для очистки технических сооружений ТЭС и др.), численность зообентоса была в 2,2, а биомасса в 4,3 раз ниже, чем на верхнем, наименее подверженном термофикации участке.

Увеличение температуры воды водоема-охладителя угнетающе повлияло на количественное развитие отдельных групп зообентоса. В частности, биомасса моллюсков (преимущественно дрейссены) на среднем и нижнем участках была соответственно в 1,6 и 4,4 раза, а олигохет и хирономид примерно в 1,5-2 раза ниже, чем на верхнем слабообогреваемом участке (табл. 3.6). В целом, в подверженных усиленной термофикации зонах водохранилища, зообентос был количественно беднее (биомасса 159,15 г/м^2 на нижнем и 424,69 г/м^2 на среднем участке).

В результате усиленного антропогенного воздействия биомасса отдельных групп «мягкого» зообентоса (высших ракообразных, амфибиотических насекомых, исключая хирономид), в среднем по водохранилищу несколько снизилась по сравнению с первыми двумя годами (1964-1965 гг.) становления его гидробиологического режима в качестве водоема-охладителя (табл. 3.4).

Таблица 3.6. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в период максимальной тепловой нагрузки, 1981-1984 гг.

(данные лаборатории гидробиологии и экотоксикологии Института зоологии)

Группа зообентоса	верхний участок 580 га				средний участок 800 га				нижний участок 1350 га				среднее по водохранилищу 2730 га			
	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред. и ошибка средн.
Олигохеты	7516 4,84	5873 1,80	5800 2,55	6396 3,06	4953 3,16	5420 1,82	4697 2,74	5023 2,58	3174 1,70	2775 0,95	2218 1,64	2722 1,43	4618 2,79	4208 1,39	3706 2,15	4177±585 2,11±0,29
Хирономиды	2427 3,73	1396 2,37	1570 2,02	1798 2,70	1728 2,34	743 2,30	637 2,49	1036 2,38	1046 1,43	765 1,70	1074 1,65	962 1,59	1539 2,18	893 2,02	1051 1,98	1161±198 2,06±0,35
Высшие ракообразные	317 0,85	191 0,55	78 0,26	195 0,55	1147 4,27	81 0,27	65 0,26	431 1,60	201 0,24	74 0,12	50 0,08	108 0,15	503 1,55	101 0,25	60 0,17	221±46 0,66±0,13
Другие группы	97 0,37	5 0,06	14 0,07	39 0,17	23 0,03	42 0,01	5 0,03	23 0,02	166 0,16	44 0,11	35 0,19	82 0,15	109 0,16	35 6,93	22 0,12	55±12 2,40±0,55
«Мягкий» бентос	10357 9,78	7465 4,79	7462 4,90	8428 6,49	7851 9,80	6286 4,41	5404 5,53	6514 6,58	4587 3,53	3658 2,87	3377 3,56	3874 3,32	6769 6,69	5237 10,59	4839 4,42	5615±841 7,24±1,32
Моллюски	2632 1076,33	863 539,84	729 424,50	1408 680,22	2233 940,86	427 251,31	344 62,15	1001 418,1	113 67,90	207 160,16	1297 239,45	539 155,84	1269 537,98	411 267,55	897 226,82	859±178 344,12±82,5
в том числе *D. polymorpha*	2621 1065,8	852 527,28	703 421,77	1392 671,62	2204 909,37	417 227,74	340 61,83	987 399,65	98 40,88	189 113,79	1277 199,37	521 118,01	1251 513,16	397 235,05	880 206,32	843±177 318,1±77,3
Общий зообентос	12989 1086,11	8328 544,63	8191 429,4	9836 686,71	10084 950,66	6713 255,71	5748 67,68	7515 424,69	4700 71,43	3865 163,04	4674 243,01	4413 159,15	8038 544,68	5648 278,14	5736 231,24	6474±1019 351,35±83,8

Примечание: полихеты включены в другие группы

Для популяций олигохет в период максимальной термической нагрузки на экосистему Кучурганского водохранилища было характерно снижение биомассы при одновременном увеличении их численности. Это объясняется уменьшением размеров особей в популяциях зон значительного подогрева и снижением их индивидуальной массы в результате более ускоренного развития [28], что было выявлено и в других водоемах-охладителях, в частности, в Кураховском водохранилище-охладителе, в водоеме-охладителе Новолукомльской ТЭС [186]. Вместе с тем необходимо отметить, что в Кучурганском водохранилище олигохеты смогли адаптироваться к повышению температуры воды. Так, в период максимальной тепловой нагрузки их средняя биомасса составила 2,11 г/м^2 (в 1976 - 1977 гг. – 1,27 г/м^2) (табл. 3.4, рис. 3.11).

Личинки хирономид оказались весьма устойчивыми к тепловому воздействию. На первых этапах эксплуатации водохранилища-охладителя имело место снижение количественных показателей развития их популяций. По сравнению с 1964-1965 гг., в 1976-1977 гг. их биомасса снизилась почти в 2 раза и составила 0,97 г/м^2 (табл. 3.4). В дальнейшем, в условиях повышенной температуры воды в водохранилище (летом до 29-31,5 °С) после выхода МГРЭС на проектную мощность в 1981-1984 гг., массовые термофильные виды хирономид проявили свои адаптивные способности, увеличив среднюю биомассу до 2,06 г/м^2, превысив даже показатель 1964-1965 гг. (табл. 3.4).

Высшие ракообразные водохранилища отреагировали на усиление термофикации ростом численности своих популяций в 5 раз в сравнении с периодом естественного термического режима; биомасса их сохранилась почти на уровне 1964-1965 гг. (табл. 3.4). Это имело место вследствие доминирования мелких видов корофиид и кумацей, менее чувствительных к подогреву, чем гаммариды [182, 186, 194].

В условиях повышенной термофикации Кучурганского водохранилища в донной малакофауне дрейссена стала определяющим, как по численности, так и по биомассе видом. Численность и биомасса ее популяции в сравнении с 1964-1965 гг. возросли в 3,5 и в 5 раз соответственно (табл. 3.4). Этому способствовали благоприятный температурный, кислородный и гидродинамический режимы, трофические условия, обилие растительных субстратов для оседания велигеров и более высокая их устойчивость к повышенной температуре по сравнению с взрослыми особями [176, 186]. До сих пор самая высокая биомасса дрейссены наблюдалась в 1976-1977 гг. (866,2 г/м^2), а затем в 1981-1984 гг. она снизилась до 318,18 г/м^2 в связи с негативным влиянием возросшего объема сбросных теплых вод на среднем и нижнем участках водохранилища. Это в свою очередь повлияло

и на снижение средней биомассы общего зообентоса, которая в эти годы снизилась до 351,35 г/м^2 и стала в 2,8 раза ниже по сравнению с периодом 1976-1977 гг. (табл. 3.4).

Схожие явления значительного роста биомассы дрейссены с последующим ее спадом отмечались также и в других водохранилищах-охладителях: Костромской ГРЭС, Новолукомльской ТЭС, Криворожской ГРЭС-2, Литовской ГРЭС [194].

На этапе максимальной тепловой нагрузки на экосистему Кучурганского водохранилища численность всего зообентоса определялась олигохетами (64,5% от общей численности) и хирономидами (18%), а его биомасса - моллюсками (97,9%), главным образом, дрейссеной, на долю которой приходилось 90,5 % (табл. 3.7).

Таким образом, в результате возросшей антропогенной нагрузки на экосистему Кучурганского водохранилища со стороны Молдавской ГРЭС произошло изменение структуры сообществ зообентоса с выпадением из состава донной фауны многих видов олигохет, амфибиотических насекомых, высших ракообразных и моллюсков, чувствительных к тепловому воздействию. Отдельные экологически устойчивые эвритермные виды выдержали стрессовое тепловое воздействие, проявили в экстремальных условиях высокие адаптивные способности и увеличили численность своих популяций. Фактически количественные показатели зообентоса в Кучурганском водохранилище-охладителе в период максимальной тепловой нагрузки на 98% создавались за счет *Dreissena polymorpha, Chironomus plumosus, Procladius ferrugineus, Limnodrilus hoffmeisteri, Dikerogammarus haemobaphes, Corophium maeoticum* и других видов, способных переносить повышение температуры воды летом до 29-32°С [186].

3.2.6. Донная фауна Кучурганского водохранилища в 1990-1994 гг. (период сниженной тепловой нагрузки)

К началу 1990-х годов, вследствие экономического кризиса и спада производства, на Молдавской ГРЭС продолжалось снижение объемов вырабатываемой электроэнергии, которая сократилась с 13,6 млрд. кВт/час в 1990 г. до 4,75 млрд. кВт/час к 1995 г. [186, 194]. Если с экономической точки зрения это имело негативные последствия, то с экологической – благоприятные, которые проявились, главным образом, в снижении уровня термофикации Кучурганского водохранилища. Практически все группы донных гидробионтов, за исключением олигохет, отреагировали на это ростом численности своих популяций в 1,5-2 раза по сравнению с периодом 1981-1984 гг. (табл. 3.4, рис. 3.10).

Таблица 3.7. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в период сниженной тепловой нагрузки в 1990-1994 гг. (данные лаборатории гидробиологии и экотоксикологии Института зоологии)

Группа зообентоса	верхний участок 580 га				средний участок 800 га				нижний участок 1350 га				среднее по водохранилищу 2730 га			
	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред. и ошибка средн.
Олигохеты	7006 10,72	3068 3,21	5731 2,35	5268 5,43	7632 3,82	2288 1,15	4161 3,96	4694 2,98	5892 5,59	1541 0,88	2186 2,07	3206 2,85	6639 6,16	2084 1,45	3518 2,68	4080±694 3,43±0,58
Полихеты	244 0,84	96 0,34	243 0,27	194 0,48	643 1,59	397 0,66	491 0,56	510 0,94	1533 1,72	120 0,17	267 0,15	640 0,68	998 1,49	196 0,35	327 0,30	507±107 0,71±0,15
Хирономиды	5712 10,87	2008 3,86	2900 8,34	3540 7,69	3547 3,88	1779 1,04	4343 1,94	3223 2,29	2105 1,73	1565 1,58	2520 2,35	2063 1,89	3294 4,30	1722 1,91	3135 3,50	2717±489 3,24±0,58
Высшие ракообразные	1303 2,01	483 1,03	399 5,19	728 2,74	564 0,86	372 0,47	187 0,30	374 0,54	1397 2,20	330 0,84	123 0,16	617 1,07	1133 1,77	375 0,77	200 1,27	569±142 1,27±0,32
Другие группы	84 0,50	33 0,12	166 0,23	94 0,28	36 0,04	16 0,03	82 0,17	45 0,08	57 0,22	17 0,04	73 0,24	49 0,17	56 0,23	20 0,05	95 0,22	57±22 0,17±0,06
«Мягкий» бентос	14349 24,94	5688 8,56	9439 16,38	9825 16,63	12422 10,19	4852 3,35	9264 6,93	8846 6,82	10984 11,46	3573 3,51	5169 4,97	6575 6,65	12120 13,95	4397 4,53	7275 7,97	7931±1454 8,82±1,69
Моллюски	851 177,48	1321 337,11	1778 363,95	1317 292,85	1023 407,75	1512 578,01	1564 352,31	1366 446,02	2121 881,70	633 436,13	923 484,95	1226 600,93	1529 593,17	1037 456,66	1292 420,37	1286±515 490,07±196,0
в том числе *D. polymorpha*	674 149,68	1232 329,96	1205 334,83	1037 271,49	979 393,26	1387 512,11	1452 326,99	1273 410,79	1911 825,11	585 391,88	915 483,18	1137 566,72	1375 555,04	957 413,95	1134 405,89	1155±462 458,29±183
Общий зообентос	15200 202,42	7009 345,67	11217 380,33	11142 309,48	13445 417,94	6364 581,36	10828 359,24	10212 452,85	13105 893,16	4206 439,64	6092 489,92	7801 607,57	13649 607,12	5434 461,19	8567 428,34	9217±1969 498,89±197,7

Олигохеты сохранили свои количественные показатели примерно на том же уровне (4080 экз./м^2 с биомассой 3,43 г/м^2), по-прежнему являясь доминирующей по численности группой донной фауны (44% от всего зообентоса и 51,4% от «мягкого»). Доминирующий состав олигохет на этот период определяли такие виды, как: *Potamothrix hammoniensis, Limnodrilus hoffmeisteri, Potamothrix moldaviensis, Dero obtusa, Nais simplex, Stylaria lacustris.* Максимального количественного развития своих популяций олигохеты достигали на верхнем участке водохранилища; на среднем и нижнем численность и биомасса их снижались (табл. 3.7).

В отличие от олигохет, многощетинковые черви, при преобладании *Hypania invalida*, проявили себя совершенно иначе, увеличивая свою численность и биомассу в направлении от верхнего участка (194 экз./м^2; 0,48 г/м^2) к нижнему (640 экз./м^2; 0,68 г/м^2).

Связывать это с более высокой степенью эвритермности полихет по сравнению с олигохетами у нас нет основания, т.к. на протяжении 1997-2000 гг. (табл. 3.9) особенности их распределения по акватории водохранилища, наблюдаемые в 1990-1994 гг., не прослеживаются. Если в 1990-1994 гг. количественные показатели полихет возрастали от верхнего участка к нижнему, то в 1997-2000 гг. – наоборот: максимальная их численность наблюдалась на верхнем участке водохранилища (284 экз./м^2), минимальная – на нижнем (109 экз./м^2) [186, 194].

Хирономиды в условиях снижения уровня антропогенной нагрузки увеличили численность своих популяций, достигнув максимальных показателей плотности за весь период не только предыдущих, но и последующих исследований бентоса Кучурганского водохранилища – 2717 экз./м^2 (табл. 3.4, 3.5, рис. 3.10). Их распространение по акватории водохранилища находилось в прямой зависимости от уровня термофикации различных его участков. Многолетняя закономерность распределения хирономид по акватории водоема-охладителя сохранилась. Наиболее благоприятные условия для развития своих популяций хирономиды находили для себя на верхнем, наименее подверженном термофикации участке водоема-охладителя, где их среднегодовые численность и биомасса составляли 3540 экз./м^2 и 7,69 г/м^2 (табл. 3.7). Если численность хирономид определяли такие доминирующие виды, как *Procladius ferrugineus, Polypedilum nubeculosum, P. convictum, P. scalaenum, Microspectra praecox, Cricotopus silvestris,* то общая биомасса хирономид зависела, главным образом, от развития популяции *Chironomus plumosus*.

Количественное развитие популяций высших ракообразных бентоса водоема-охладителя в 1990-1994 гг. в большей степени определялось амфиподами и кумацеями (табл. 3.7), которые составляли по численности 56,6% и 37,4%, а по биомассе 76,4% и

17,3% соответственно от всех донных ракообразных водохранилища. Мизиды, хотя и были малочисленны, тем не менее, достигли максимальных показателей численности и биомассы за период исследований 1976-2000 гг. Наибольшее количественное развитие высших ракообразных проявилось на верхнем участке водохранилища (табл. 3.8). На нижнем, наиболее обогреваемом участке, их численность сохранилась на достаточно высоком уровне, но при этом биомасса снизилась, что имело место вследствие массового развития на этом участке корофиид с высокой степенью эвритермности [182, 186, 194]. Развитию популяций высших ракообразных водоема-охладителя способствовали такие доминирующие виды, как: *Pontogammarus crassus, Corophium maeoticum, Dikerogammarus haemobaphes* из амфипод, *Paramysis lacustris, Limnomysis benedeni* из мизид, *Schizorhynchus scabriusculus* и *Pterocuma pectinata* из кумовых ракообразных [180].

«Мягкий» зообентос в условиях снижения уровня термофикации Кучурганского водохранилища в 1990-1994 гг. численно находился на пике своего развития за весь период становления и функционирования водоема-охладителя Молдавской ГРЭС [186, 188, 194]. Среднегодовые показатели его плотности находились на уровне 7931 экз./м^2 при биомассе 8,82 г/м^2 (табл. 3.4, 3.8).

Моллюски, также, как и «мягкий» зообентос, отреагировали на снижение уровня термофикации ростом численности и биомассы своих популяций до 1286 экз./м^2 и 490,07 г/м^2 (табл. 3.4, 3.8). Это имело место, главным образом, благодаря дальнейшему росту численности такого вида с широкой экологической пластичностью, как *Dreissena polymorpha.* Помимо дрейссены, среди моллюсков этого периода функционирования Кучурганского водохранилища-охладителя доминирующими в его донной фауне были *Theodoxus fluviatilis, Lithoglyphus naticoides, Viviparus viviparus* [176, 186]. В распределении донной малакофауны по акватории водохранилища не наблюдалось резких колебаний численности, хотя биомасса их возрастала от верхнего участка к нижнему (табл. 3.8). Этому способствовало преобладание на среднем и нижнем участках водоема особей дрейссены старших возрастных групп с большим индивидуальным весом.

Таким образом, снижение уровня термофикации Кучурганского водохранилища в период 1990-1994 гг. способствовало росту показателей количественного развития практически всех групп макрозообентоса, которые в создавшихся условиях интенсивно реализовывали свой биопродукционный потенциал.

3.2.7. Донная фауна Кучурганского водохранилища в 1997-2000 гг. (период сниженной тепловой нагрузки)

Период проведенных нами исследований донной фауны Кучурганского водохранилища характеризовался последующим снижением уровня антропогенной нагрузки на водоем-охладитель вследствие дальнейшего сокращения объемов вырабатываемой Молдавской ГРЭС электроэнергии, которая к 1996 году составила 4,46 млрд. кВт/час, что более чем в три раза меньше периода максимальной тепловой нагрузки на водохранилище-охладитель (1981-1984 гг.) (рис. 3.12) и перевода электростанции в качестве топлива с мазута и угля на природный газ.

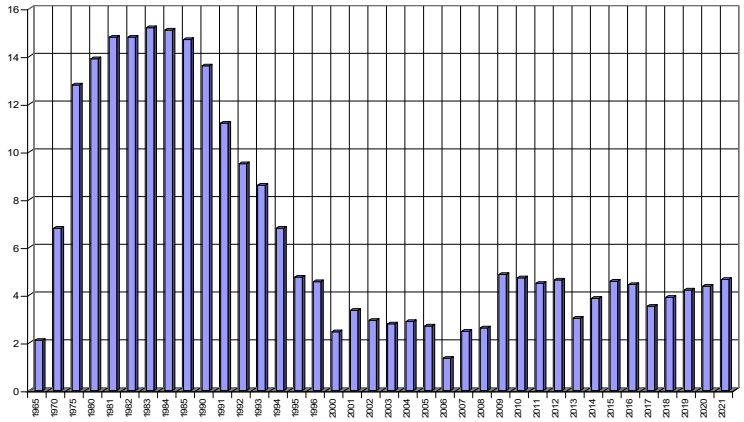


Рис. 3.12. Динамика выработки электроэнергии на Молдавской ГРЭС (млрд. кВт/час) в 1965-2021 гг.

Изменения условий среды обитания гидробионтов детерминировали не только качественный состав, но и количественное развитие макрозообентоса. Результаты исследований донной фауны Кучурганского водохранилища периода сниженной тепловой нагрузки 1997-2000 гг. представлены в наших публикациях [171, 172, 174, 175, 176, 179].

Основной состав донной фауны Кучурганского водохранилища не претерпел существенных изменений в силу того, что он представлен в основном эвритермными формами, которые в отличие от других гидробионтов более выносливы и слабо реагируют на подогрев. Как и прежде, среди «мягкого» зообентоса по численности доминировали олигохеты, хирономиды и высшие ракообразные, а среди моллюсков – дрейссена (табл. 3.4, 3.8). Таксономический состав олигохет был представлен 37 видами червей, при этом следует отметить, что видовое разнообразие малощетинковых кольчецов в водохранилище к этому времени сократилось примерно на 30% [120]. Наиболее распространенными были представители семейства Tubificidae: *Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedeanus, Psammoryctes barbatus, Tubifex tubifex* и другие высокопродуктивные эврибионтные виды [194].

Таблица 3.8. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в период сниженной тепловой нагрузки в 1997-2000 гг.

Группа зообентоса	верхний участок 580 га				средний участок 800 га				нижний участок 1350 га				среднее по водохранилищу 2730 га (n=162)			
	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред.	весна	лето	осень	сред. и ошибка средн.
Олигохеты	3820 4,98	2482 3,61	1367 1,12	2556 3,24	3047 3,28	2382 2,11	2993 5,53	2807 3,64	3907 7,56	1969 1,73	2173 2,68	2683 3,99	3636 5,76	2199 2,24	2242 3,18	2692±698 3,73±0,96
Полихеты	736 3,55	117 0,65	0	284 1,4	422 2,71	262 1,54	89 0,61	258 1,62	213 1,30	51 0,24	62 0,32	109 0,62	385 2,19	127 0,71	57 0,34	190±76 1,08±0,43
Хирономиды	2375 12,88	560 2,59	4347 17,73	2427 11,07	1967 7,42	2318 3,68	2756 17,72	2347 9,61	1558 8,11	1283 6,41	1736 10,78	1526 8,43	1851 8,92	1433 4,80	2590 14,29	1958±411 9,34±2,96
Высшие ракообразные	657 0,75	332 0,86	4 0,01	331 0,54	295 0,46	2481 19,03	200 0,30	992 6,59	785 2,33	203 0,31	335 1,02	441 1,22	614 1,45	898 5,91	225 0,59	579±202 2,65±1,04
Другие группы	0	6 0,01	18 0,01	8 0,01	13 0,01	151 0,12	0	55 0,04	24 0,07	13 0,01	6 0,01	14 0,03	16 0,07	52 0,04	7 0,01	25±12 0,04±0,018
«Мягкий» бентос	7588 22,16	3497 7,72	5736 18,87	5607 16,25	5744 13,88	7594 26,48	6038 24,16	6459 21,51	6487 19,37	3519 8,70	4312 14,81	4773 14,29	6502 18,39	4709 13,70	5121 18,41	5444±1399 16,83±5,40
Моллюски	2455 427,73	1859 407,47	979 15,58	1764 283,59	1354 287,83	9400 1926,72	1306 234,03	4020 816,19	2458 531,67	1914 498,48	2469 1038,21	2280 689,45	2134 438,13	4096 897,66	1812 585,26	2680±1070 640,35±256,1
в том числе *D. polymorpha*	2298 371,79	1228 387,88	22 1,21	1183 253,63	1202 275,38	8772 1897,71	1233 193,55	3736 788,88	2265 431,31	1805 467,58	2251 995,42	2107 631,44	1960 372,97	3724 869,71	1479 549,18	2388±955 597,29±238,8
Общий зообентос	10043 449,89	5356 415,19	6715 34,45	7371 299,84	7098 301,71	16994 1953,2	7344 258,19	10479 837,7	8945 551,04	5433 507,18	6781 1053,02	7053 703,75	8636 456,52	8805 911,36	6933 603,67	8125±2350 657,18±261,5

Количественное развитие олигохет этого периода функционирования экосистемы Кучурганского водохранилища не испытывало существенных изменений численности и биомассы. Средние показатели плотности составили 2692 экз./м^2 с биомассой 3,73 г/м^2. При расчетах плотности и биомассы олигохет нами не учитывались представители семейства Glossoscolecidae (*Criodrillus lacuum*), единичные экземпляры которых чаще всего встречаются на верхнем и реже на среднем участках водохранилища. Максимальные размеры этих червей, найденные нами в Кучурганском водохранилище, достигают длины 195 мм при биомассе 1598 мг [175].

Фауна хирономид водохранилища характеризуется большим видовым разнообразием. Если к середине 1980-х гг. она включала 49 видов [28], то к 2000 г. количество видов возросло до 56, среди которых массовыми были: *Chironomus plumosus, Leptochironomus tener, Limnochironomus nervosus, Cryptochironomus defectus, Procladius ferrugineus, Polypedilum bicrenatum* и др. В результате изменения уровня термофикации водохранилища произошла смена массовых видов хирономид, а *Chironomus plumosus* усилил свое доминирование [183, 194, 195]. Среднегодовые показатели численности хирономид этого периода исследований составили 1958 экз./м^2 с биомассой 9,34 г/м^2.

Донная фауна высших ракообразных Кучурганского водохранилища довольно разнообразна, во многом благодаря широкому распространению представителей понто-каспийского фаунистического комплекса. Амфиподы самая многочисленная группа ракообразных бентоса. В 1997-2000 гг. нами в водохранилище были отмечены 8 видов [180, 182, 205, 347], в том числе гаммариды *Dikerogammarus haemobaphes*, *D. villosus, Pontogammarus robustoides, P. crassus*, корофииды – *Corophium maeoticum*.

В структуре высших ракообразных Кучурганского водохранилища (579 экз./м^2; 2,65 г/м^2) на долю амфипод приходилось 84% по численности и 95,8% по биомассе. Максимальная численность амфипод доходила до 7320 экз./м^2, а биомасса – 150,96 г/м^2 [180]. Относительно высокая плотность амфипод в водохранилище свидетельствует о благоприятных условиях для развития этой группы высших ракообразных. Амфиподы, по нашему мнению, являются одной из наиболее эвритермных групп зообентоса водохранилища, о чем свидетельствуют результаты исследований акватории водоема и канала теплых сбросных вод ТЭС, где среднесезонная температура воды на 5,3 ^{o}C выше, чем в водохранилище. Если среднесезонная численность и биомасса амфипод в водохранилище составляли 761 экз./м^2 с биомассой 5,94 г/м^2, то в канале теплых сбросных вод они возросли на несколько порядков – 1840 экз./м^2, 9,55 г/м^2 [172].

Из 6 видов кумацей водохранилища в 1997-2000 гг. нами обнаружены лишь 4: *Caspiocuma campylaspoides, Schizorhynchus scabriusculus, Pseudocuma cercarioides* и *Pterocuma pectinata*. Максимальные показатели количественного развития кумовых ракообразных наблюдались в 1999 г. на уровне 2080 экз./м^2 с биомассой 3,05 г/м^2.

Частота встречаемости мизид (*Limnomysis benedeni, Paramysis lacustris, Katamysis warpachowskyi*) в дночерпательных пробах ниже по сравнению с другими ракообразными бентоса водохранилища; максимальная их плотность составила 120 экз./м^2. Основная масса мизид обитает среди зарослей макрофитов в прибрежной зоне водохранилища и на открытой акватории водоема крайне малочисленны.

Фауну личинок амфибиотических насекомых водохранилища (без учета хирономид) формируют поденки (Ephemeroptera), стрекозы (Odonata), ручейники (Trichoptera) и двукрылые (Diptera). Поденки малочисленный отряд донной фауны водохранилища, к 4 видам которых в 1997-2000 гг. добавились еще два. Среднегодовая численность их личинок всего 3 экз./м^2 при биомассе 0,006 г/м^2 с максимальными показателями 200 экз./м^2 и 0,43 г/м^2. Среди олиго- и мезосапробов отметим такие виды, как: *Potamanthus luteus, Cloen dipterum, Heptagenia sulfurea.* Стрекозы так же малочисленны. Их видовое разнообразие представлено 7 видами. Основная масса личинок стрекоз сосредоточена в зарослях макрофитов и на грунтах обнаруживаются редко, где при средней плотности 2 экз./м^2 максимально достигает 80 экз./м^2 с биомассой 0,05 г/м^2. Среди личинок стрекоз обычны *Coenagrion puella, C. pulchellum, Aeschna sp., Gomphus vulgatissimus* [195].

Ручейники в бентосе водоема-охладителя достигали среднегодовой плотности 16 экз./м^2 с максимальной до 360 экз./м^2 и биомассой 0,40 г/м^2. В литературе отсутствует информация о видовом составе ручейников Кучурганского водохранилища этого периода времени. Кроме 5 видов ручейников, ранее отмеченных в водохранилище, нами впервые выявлены два - обитающий в слабозагрязненных водоемах *Orthotrichia costalis* и *Agraylea multipunctata* [195]. Бедный видовой состав и низкая численность личинок амфибиотических насекомых характерны не только для Кучурганского водохранилища, но и других водоемов-охладителей: Чернобыльской АЭС, Костромской ГРЭС [194].

Фауна моллюсков Кучурганского водохранилища отличается рядом особенностей. Характерной чертой малакофауны водоема является ее гетерогенность. Несмотря на то, что водохранилище находится на 2,5-3 км в стороне от руслового рукава реки Днестр - Турунчука, одамбовано и фактически является типично стоячим пресноводным водоемом, его малакофауна включает речные и реликтовые понто-каспийские виды моллюсков.

В период 1997-2000 гг. в малакофауне водохранилища нами были отмечены 36 видов. Из речных моллюсков в водоеме обычны такие реофилы, как *Theodoxus fluviatilis, Valvata piscinalis, Lithoglyphus naticoides* и другие. Среди двустворчатых особенно многочисленна *Dreissena polymorpha*. Кроме нее из ранее обитавших 6 видов понто-каспийских моллюсков встречаются *Hypanis pontica* и *Hypanis colorata* [205, 224, 347].

На этапе сниженной антропогенной нагрузки на водоем-охладитель моллюски Кучурганского водохранилища находились в благоприятных условия для развития своих популяций. Если доминирующий состав малакофауны формировался в основном такими видами, как *Dreissena polymorpha* (53%), *Theodoxus fluviatilis* (33%), *Valvata piscinalis* (17%), *Hypanis pontica* (17%), *Viviparus contectus* (13%), *Lithoglyphus naticoides* (12%), другие виды (от 2 до 10 %) (табл. 3.9), то численность и биомассу определяла дрейссена.

Таблица 3.9. Доминирующий состав донной малакофауны Кучурганского водохранилища

Моллюски	Ярошенко, 1973						1970	Филипенко, 2001		
	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1995	1997	1999	2000
Dreissena polymorpha	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+
Theodoxus fluviatilis	O	+	Y	Y	O	Y	-	+	+	O
V. contectus, V. viviparus	O	+	O	O	O	O	-	O	O	Y
Lithoglyphus naticoides	O	+	Y	O	O	O	-	+	O	Y
Valvata piscinalis	-	-	-	-	-	-	-	O	Y	+
Hypanis pontica	-	-	-	-	-	-	-	Y	O	+

Условные обозначения (% встречаемости):
+ - свыше 20, O - свыше 10, Y - до 10, - - данные отсутствуют

При средних показателях численности бентосных моллюсков 2680 экз./м^2 и биомассы 640,35 г/м^2, на долю дрейссены приходилось 89% по численности (рис. 3.13) и 93% по биомассе (рис. 3.14) от всей донной малакофауны водохранилища [176, 181].

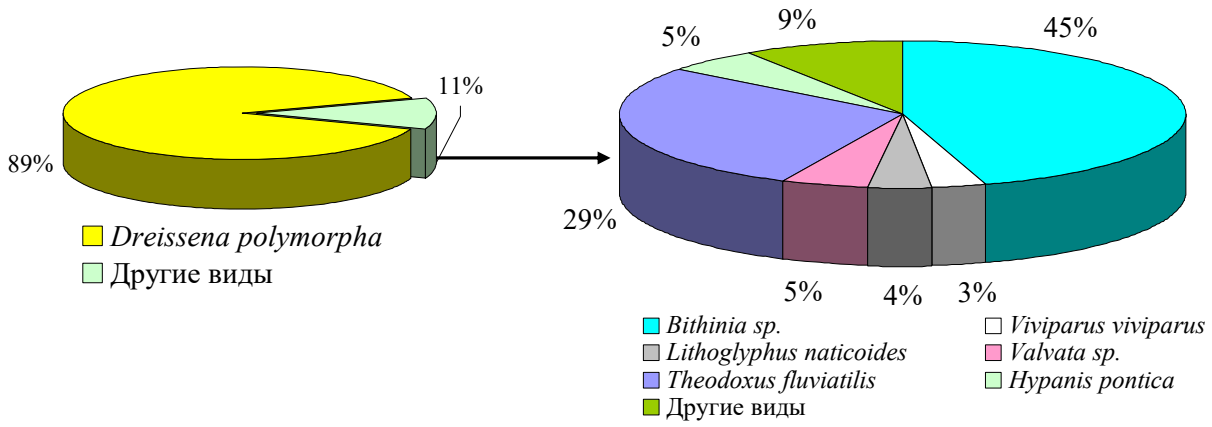


Рис. 3.13. Долевой состав (%) по численности донной малакофауны Кучурганского водохранилища в период сниженной тепловой нагрузки

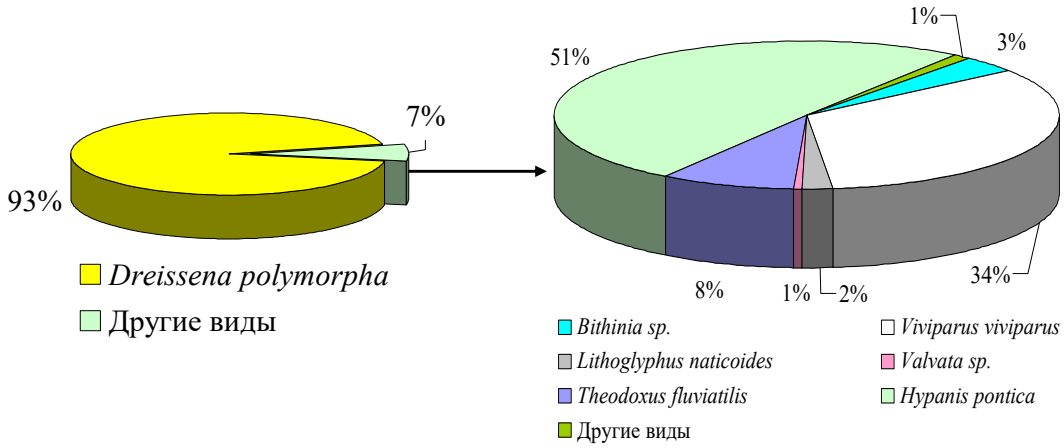


Рис. 3.14. Долевой состав (%) по биомассе донной малакофауны Кучурганского водохранилища в период сниженной тепловой нагрузки

Биомассу остальных видов моллюсков (без дрейссены) на 51 % составляют *Hypanis pontica*, 34 % *Viviparus viviparus* и на 8 % *Theodoxus fluviatilis* (рис. 3.14).

Нами установлено, что развитие донной малакофауны Кучурганского водохранилища на протяжении вегетационного периода характеризовалось увеличением плотности моллюсков в весенне-летний период с 2134 до 4096 экз./м^2 и осенним спадом до 1812 экз./м^2 (табл. 3.9), который является следствием естественной элиминации сеголеток (главным образом дрейссены, определяющей столь высокие показатели численности моллюсков). Биомасса моллюсков так же возрастала к лету с 438,13 до 897,66 г/м^2, к осени ее показатели (585,26 г/м^2) превышают весенние, вследствие роста индивидуального веса моллюсков.

В распределении донной малакофауны по акватории водохранилища прослеживались закономерности, характерные для остальных компонентов макрозообентоса водоема-охладителя. Наиболее продуктивным являлся средний участок водохранилища, где при численности 4020 экз./м^2 (284 экз./м^2 без дрейссены) биомасса моллюсков достигала 816,19 г/м^2 (27,31 г/м^2 без дрейссены) (табл. 3.8). На нижнем участке водохранилища дрейссена была более многочисленна, чем на верхнем, а другие моллюски наоборот. При численности моллюсков 173 экз./м^2 на нижнем участке, на верхнем эти показатели были в три раза выше – 581 экз./м^2, хотя биомасса моллюсков выше на нижнем участке – 58,01 г/м^2 против 29,96 г/м^2 на верхнем. Кажущееся несоответствие численности и биомассы моллюсков (без дрейссены) на нижнем и верхнем участках водохранилища объясняется тем, что на нижнем участке биомасса определяется в основном моллюсками с большим индивидуальным весом - *Viviparus viviparus*, *V. contectus* и *Hypanis pontica*, а численность моллюсков на верхнем – мелкими битиниями.

Таким образом, период сниженного уровня термофикации Кучурганского водохранилища в период 1997-2000 гг. характеризовался дальнейшим ростом численности и биомассы дрейссены в водоеме-охладителе, а также незначительным снижением численности «мягкого» зообентоса при одновременном увеличении биомассы всех его компонентов, которая превысила показатели предыдущих периодов исследований донной фауны водохранилища с 1964 по 1994 гг.

3.2.8. Донная фауна Кучурганского водохранилища в 2004-2021 гг. (стабилизированный период сниженной тепловой нагрузки на современном этапе)

Результаты исследований донной фауны Кучурганского водохранилища стабилизированного периода сниженной тепловой нагрузки представлены в наших опубликованных работах [188-196, 198, 201-203, 205-207, 214-221, 223, 224, 226, 227, 229, 231, 239, 241, 244].

Кольчатые черви. Фауна аннелид Кучурганского водохранилища, представленная полихетами и олигохетами, за последние десятилетия не претерпела существенных изменений. Полихеты встречались в дночерпательных пробах преимущественно в весенний период. Их среднесезонная численность составила 84 экз./м^2 с биомассой 0,43 г/м^2. В отдельные годы (2007) их средняя численность доходила до 316 экз./м^2 (табл. 3.10) достигая максимума весной на среднем участке до 2400 экз./м^2 с биомассой 13,24 г/м^2! В целом доля полихет в «мягком» зообентосе водохранилища на современном этапе не велика и составляет 1,2 % по численности и 1,85 % по биомассе (рис. 3.15).

Полихеты в Кучурганском водохранилище предпочитают илистый грунт и заиленный песок. По типу питания являются детритофагами-собирателями. К предпочитаемым полихетами биотопам относятся и друзы дрейссены, где *Hypania invalida* находит защиту от хищников, а также потребляет продукты жизнедеятельности моллюсков. В Кучурганском водохранилище наблюдается незначительная положительная связь (*r=0,17*) между численностью дрейссены и полихетами (рис. 3.16) и более существенная (*r=0,49*) между биомассой полихет и биомассой дрейссены (рис. 3.17). Аналогичная связь между количественными показателями полихет и дрейссенид наблюдаются и в других водоемах [254].

Средняя длина полихет Кучурганского водохранилища – 8 мм, при этом преобладают черви размером тела от 5 до 10 мм. Схожие характеристики популяции полихет, а именно *H. invalida,* отмечены и в других водоемах [254]. Несмотря на низкую численность в водохранилище, полихеты, благодаря довольно большому среднему индивидуальному весу (5,2 мг), играют важную роль в поддержании кормовой базы водоема [210].

Таблица 3.10. Численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп макрозообентоса Кучурганского водохранилища в стабилизированный период сниженной тепловой нагрузки, 2004-2021 гг.

год	Олигохеты	Полихеты	Хирономиды	Высшие рако-образные	«Мягкий» бентос	Моллюски	Общий зообентос (n=1134)
2004	7468±395 13,78±0,82	170±13 1,67±0,15	1421±86 20,59±1,56	76±6 0,21±0,02	9147±411 36,29±2,2	1967±153 757,39±10,6	11114±644 793,68±57,2
2005	12710±585 23,06±1,41	71±6 0,15±0,02	1220±78 19,80±1,64	56±7 0,05±0,007	14078±718 43,18±3,38	835±63 374,78±48,2	14913±895 417,96±49,3
2006	14111±663 33,02±2,6	164±13 0,19±0,025	1610±97 28,21±2,8	51±7 0,04±0,006	15958±693 61,61±8,3	762±61 312,25±43,6	16720±1137 373,86±28,1
2007	16826±673 32,83±2,33	316±24 2,01±0,22	2026±116 37,32±3,39	82±6 0,19±0,02	19263±1059 72,41±6,29	432±35 141,06±13,8	19695±1182 213,47±23,9
2008	8958±466 10,2±0,69	-	685±43 12,09±0,84	1 0,5	9716±457 23,23±1,86	6±2 3,41±1,2	9722±661 26,64±2,7
2009	6058±363 10,86±0,76	-	348±23 10,56±0,95	1 0,001	6415±447 21,43±1,93	-	6416±447 21,43±1,93
2010	5440±299 5,42±0,37	240±19 0,62±0,07	841±67 12,52±0,96	30±5 0,07±0,02	6559±459 18,65±2,05	282±32 108,78±6,3	6841±502 127,43±10,2
2011	3394±142 7,37±0,37	-	856±45 23,79±1,24	-	4269±192 31,26±1,64	22±4 11,23±2,2	4291±202 42,49±3,9
2012	5167±202 6,88±0,47	118±11 0,46±0,06	714±49 14,12±1,8	296±24 1,67±0,22	6321±418 23,32±1,68	1273±102 460,81±65,5	7594±531 484,13±68,2
2013	3388±203 1,59±0,14	48±4 0,38±0,05	375±26 7,63±0,99	42±5 0,45±0,06	3867±268 10,11±1,1	1486±110 229,42±45,8	5353±384 239,53±49,3
2014	1779±125 1,01±0,03	6±1 0,01±0,003	431±35 6,95±0,56	38±6 0,07±0,018	2262±158 8,08±0,98	445±49 121,34±41,2	2707±212 129,42±42,8
2015	1729±138 1,15±0,15	130±13 0,69±0,12	431±32 3,49±0,49	438±39 1,60±0,24	2739±203 7,12±1,1	956±118 203,75±49,3	3695±342 210,87±50,6
2016	2240±108 1,39±0,13	123±11 0,74±0,12	535±47 4,56±0,44	627±67 2,11±0,31	3550±242 8,97±1,26	586±65 97,57±23,4	4136±312 106,54±24,7
2017	2379±143 1,43±0,13	38±4 0,29±0,04	655±44 4,43±0,35	211±14 0,84±0,13	3342±231 7,21±0,86	1034±66 115,48±16,2	4376±296 122,7±17,3
2018	3887±281 2,33±0,31	10±2 0,06±0,015	444±32 6,97±0,83	70±6 0,45±0,06	4468±313 9,97±1,1	771±68 107,83±10,6	5239±383 117,79±11,8
2019	3874±309 2,30±0,18	28±4 0,14±0,02	995±68 9,54±0,78	107±8 0,54±0,07	5066±339 12,67±1,15	820±73 73,33±10,1	5887±414 86,0±11,26
2020	3404±228 2,93±0,25	23±3 0,13±0,02	691±59 8,17±0,73	98±7 0,36±0,04	4299±279 11,78±1,41	871±69 80,91±12,1	5170±349 92,69±13,5
2021	2323±160 1,90±0,09	30±3 0,16±0,02	675±54 7,36±0,72	16±2 0,03±0,007	3120±218 9,55±1,14	740±81 35,39±8,3	3860±302 44,94±9,5
Ср.	**5841±350 8,86±0,71**	**84±7 0,43±0,06**	**831±57 13,23±1,72**	**124±10 0,51±0,08**	**6913±483 23,16±3,3**	**738±82 179,71±26,9**	**7652±567 202,86±30,3**

** - численность, ** - биомасса, - -в пробы не попали*

Олигохеты самый многочисленный компонент бентоса водоема-охладителя. Из более, чем 35 видов олигохет, основная их масса представлена тубифицидами: *Tubifex tubifex, Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedeanus, Potamothrix moldaviensis, P. hammoniensis* и др.

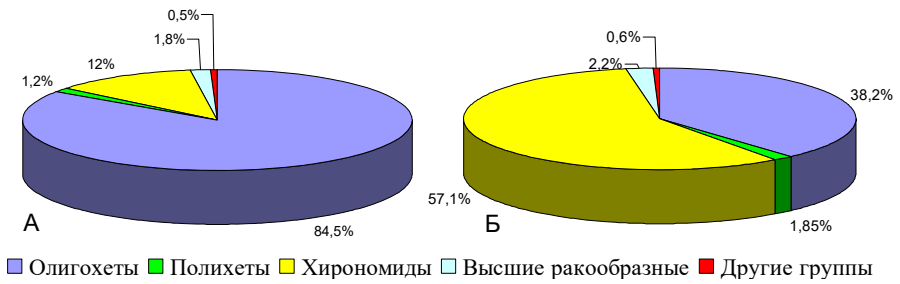


Рис. 3.15. Долевой состав (%) по численности (А) и биомассе (Б) компонентов «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища, 2004-2021 гг.



Рис. 3.16. Соотношение численности (экз./м^2) дрейссены и полихет в Кучурганском водохранилище, 2014-2021 гг. (r=0,17)



Рис. 3.17. Соотношение биомассы (г/м^2) дрейссены и полихет в Кучурганском водохранилище, 2014-2021 гг. (r=0,49)

С момента трансформации Кучурганского лимана в водоем-охладитель в период 2014-2021 гг. олигохеты находятся на пике своей численности и биомассы. Доля олигохет в «мягком» зообентосе по численности составила 84,5%, а по биомассе – 38,2% (рис. 3.15). В среднем на данном этапе развития донных сообществ водоема-охладителя, показатели плотности олигохет составили 5841 экз./м^2 с биомассой 8,86 г/м^2. При этом наибольшей численности олигохеты достигали в период 2005-2007 гг. с максимальными показателями средней численности 16826 экз./м^2 в 2007 г. (рис. 3.18). В последние годы наблюдается снижение численности малощетинковых червей и приближении ее к периоду 1990-1994 гг.

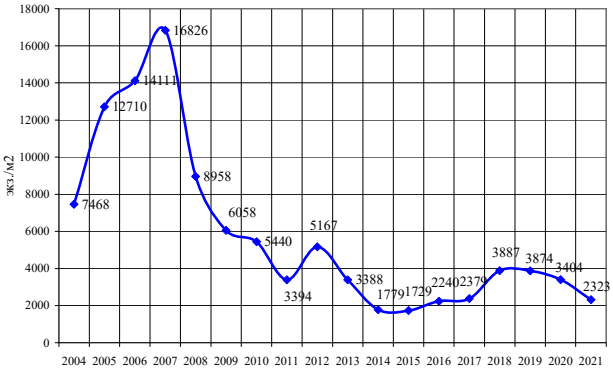


Рис. 3.18. Динамика изменения численности олигохет (экз./м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг.

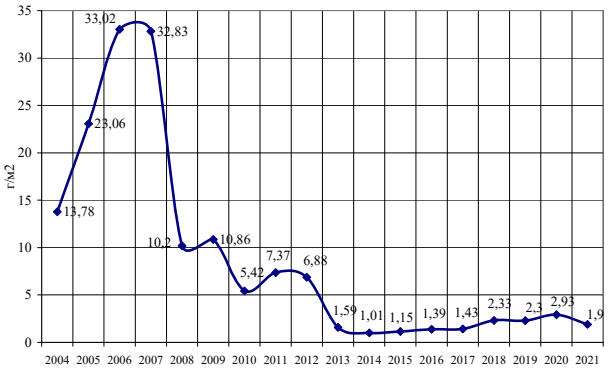


Рис. 3.19. Динамика изменения биомассы олигохет (г/м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг.

Хирономиды. Личинки хирономид, наряду с олигохетами, составляют ведущую группу «мягкого» или кормового зообентоса Кучурганского водохранилища, формируя олигохетно-хирономидный комплекс. Фауну хирономид формируют более 55 видов, среди которых массовыми являются *Chironomus plumosus, Limnochironomus nervosus, Cryptochironomus defectus, Leptochironomus tener, Procladius ferrugineus, Polypedilum bicrenatum, Polypedilum convictum* и др. [186, 194, 195, 346]. Среднегодовые показатели численности хирономид этого периода функционирования экосистемы Кучурганского водохранилища составили 831 экз./м^2 с биомассой 13,23 г/м^2. В отличие от олигохет, хирономиды снизили свою численность в сравнении с периодами 1990-1994 и 1997-2000 гг., а биомасса их наоборот, возросла (рис. 3.20 и 3.21).

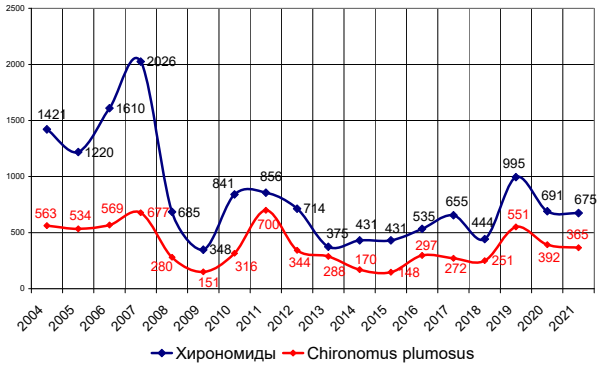


Рис. 3.20. Динамика изменения численности хирономид (экз./м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг.

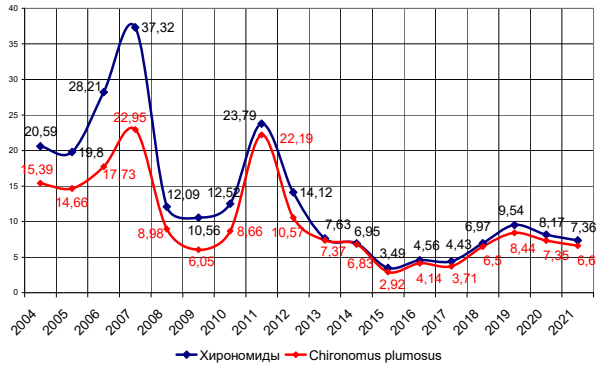


Рис. 3.21. Динамика изменения биомассы хирономид (г/м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг.

Хирономиды в «мягком» зообентосе водохранилища в этот период занимали 12% по численности и 57,1% по биомассе (рис. 3.15). Доля *Chironomus plumosus* от всех хирономид водохранилища составила 46% по численности и 76% по биомассе. Значительная массовая доля *C. plumosus* способствует обогащению кормовой базы рыб водохранилища. Среднесезонные показатели численности и биомассы хирономид в 2004-2021 гг. достигали 831 экз./м^2 и 13,23 г/м^2. Стабильной сезонной динамики численности хирономид не наблюдается.

Коретры (Chaoboridae). Представители данного семейства амфибиотических насекомых редко фиксируются в бентосных пробах, т.к. в основном ведут пелагический образ жизни. Среднегодовая плотность этих хищных гидробионтов рода *Chaoborus* составляла в среднем всего 2 экз./м^2 с биомассой 0,001 г/м^2 [195].

Мокрецы (Ceratopogonidae). Представители этого семейства двукрылых являются постоянным компонентом зообентоса водохранилища. Пелофилы, питаются детритом, илом, водорослями, мелкими животными. Встречаются в пробах на протяжении всего

вегетационного периода. Их среднесезонные количественные показатели в 2004-2021 гг. составили 32 экз./м^2 с биомассой 0,12 г/м^2. Их доля в общей структуре «мягкого» зообентоса составляет 0,46% по численности и 0,52% по биомассе [195]. В последние годы наблюдается рост численности цератопогонид в водохранилище (рис. 3.22).

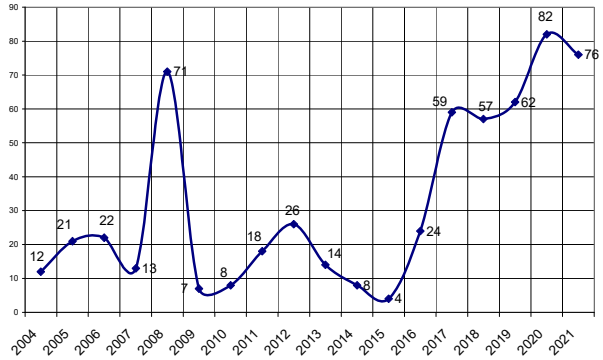


Рис. 3.22. Динамика изменения численности мокрецов (экз./м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг.

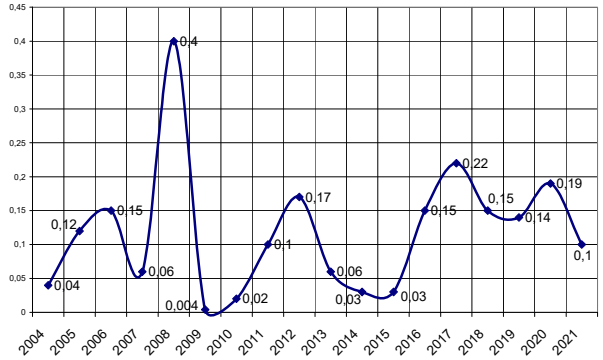


Рис. 3.23. Динамика изменения биомассы мокрецов (г/м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг.

В литературе личинки мокрецов отмечаются, как обычные и массовые обитатели водоемов с повышенной минерализацией [123]. Характерно, что в Кучурганском водохранилище мокрецы чаще всего наиболее многочисленны на верхнем участке водоема - более минерализованном в сравнении со средним и, особенно, нижним участками водохранилища. В целом необходимо отметить, что личинкам двукрылых насекомых обладают высокой степенью экологической устойчивости и способны массово развиваться в загрязненных водоемах [80].

Другие группы амфибиотических насекомых. Личинки стрекоз (Odonata), подёнок (Ephemeroptera) и ручейников (Trichoptera), как и в предыдущий период функционирования водоема-охладителя, являются бедным в видовом отношении и малочисленным компонентом зообентоса Кучурганского водохранилища [195], что характерно для многих водоемов-охладителей [194]. В дночерпательных пробах они фиксируются крайне редко, т.к. многие являются фитофилами и обитают в основном в прибрежной зоне зарослей макрофитов. Иногда их численность в пробах может достигать, как например, ручейников *Hydropsyche ornatula* - 200 экз./м^2 с биомассой 4,76 г/м^2.

Высшие ракообразные. Общий облик фауны ракообразных бентоса Кучурганского водохранилища сохранил черты, присущие началу 2000-х гг. Как и прежде, она сформирована мизидами, кумацеями и амфиподами, при доминирующем положении бокоплавов, как по численности, так и по биомассе [180, 182, 205, 347]. Особо следует отметить инвазивных - пресноводную креветку *Macrobrachium nipponense* [211,

349] и голландского краба *Rhithropanopeus harrisi tridentata* [217, 270, 350, 351], о которых будет сказано отдельно.

Фауна высших ракообразных бентоса на 96% состоит из амфипод, 1% мизид и 3% кумацей. Из гаммарид чаще всего встречается *Dikerogammarus haemobaphes*, а из корофиид *Corophium maeoticum*. Кумовые представлены в основном *Pseudocuma cercarioides* и *Pterocuma pectinata*, а мизиды - *Limnomysis benedeni* и *Paramysis lacustris.*

Средняя численность донных ракообразных в период 2004-2021 гг. составила 124 экз./м^2 с биомассой 0,51 г/м^2, из которых амфипод - 119 экз./м^2; 0,46 г/м^2, мизид - 1 экз./м^2; 0,03 г/м^2 и кумовых ракообразных – 2 экз./м^2; 0,02 г/м^2 (табл. 3.4). Многолетняя динамика количественного развития популяций ракообразных зообентоса Кучурганского водохранилища подвержена значительным колебаниям, что отражено на рис. 3.24, 3.25.

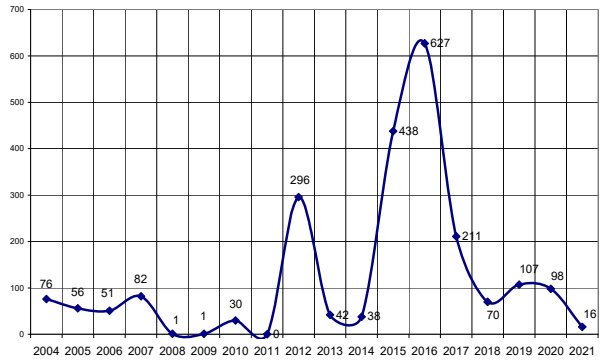


Рис. 3.24. Динамика изменения численности высших ракообразных (экз./м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг.

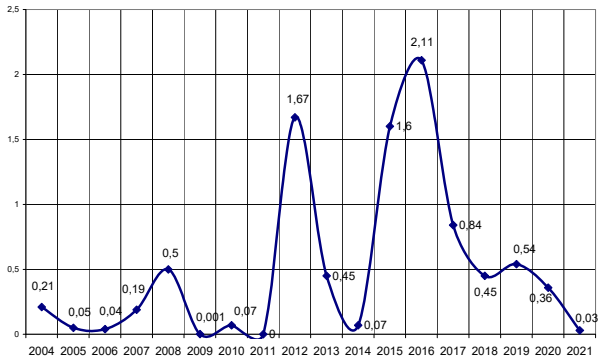


Рис. 3.25. Динамика изменения биомассы высших ракообразных (г/м^2) в Кучурганском водохранилище с 2004 по 2021 гг.

Несмотря на то, что по сравнению с олигохетно-хирономидным комплексом, численность высших ракообразных водохранилища сравнительно не велика, тем не менее, в отдельные годы их плотность и биомасса существенно возрастали (рис. 3.24 и 3.25). Так, например, в 2016 г. величины численности высших ракообразных составили 627 экз./м^2 с биомассой 2,11 г/м^2. Самые большие численность и биомасса высших ракообразных в одной пробе были отмечены нами осенью 2012 г. на среднем участке водохранилища – 9000 экз./м^2 с биомассой 51,19 г/м^2! Наибольшая плотность гаммарид, а именно *Dikerogammarus haemobaphes,* неоднократно отмечалась в местах с высокой численностью *D. polymorpha*, с которой они находятся в биотических взаимоотношениях типа комменсализма, где в качестве комменсалов выступают бокоплавы.

«Мягкий» зообентос играет важную роль в водных экосистемах, являясь основным кормовым ресурсом для ихтиокомплексов. Развитие «мягкого» макрозообентоса Кучурганского водохранилища за период исследований 2004-2021 гг. характеризовалось достаточно высокими показателями плотности и биомассы (рис. 3.26, 3.27), которые

значительно снизились в 2014-2017 гг., а биомасса «мягкого» бентоса в 2015 г. оказалась наименьшей за период 2004-2021 гг.

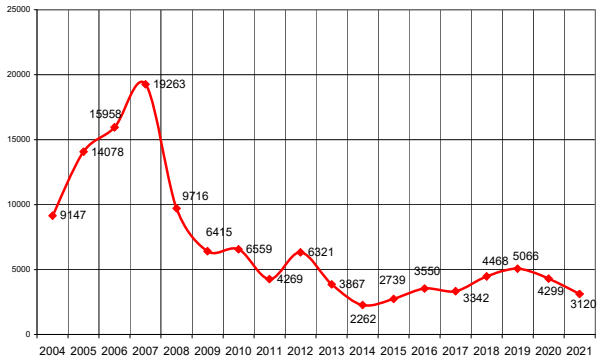


Рис. 3.26. Динамика изменения численности (экз./м^2) «мягкого» (кормового) зообентоса Кучурганского водохранилища 2004-2021 гг.

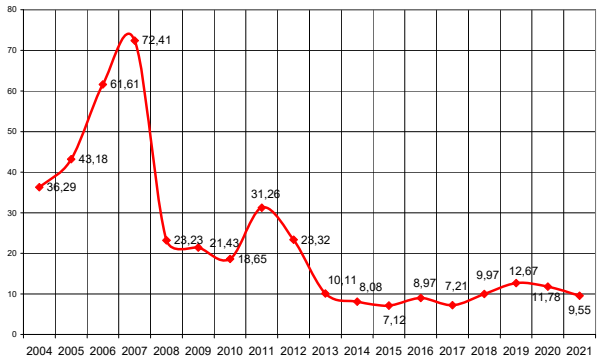


Рис. 3.27. Динамика изменения биомассы (г/м^2) «мягкого» (кормового) зообентоса Кучурганского водохранилища 2004-2021 гг.

Средние показатели численности кормового зообентоса составили 6913 экз./м^2 с биомассой 23,16 г/м^2. Численность и биомасса «мягкого» бентоса детерминируются олигохетно-хирономидным комплексом, который в совокупности составляет по численности 6672 экз./м^2 или 96,5%; по биомассе 22,09 г/м^2 или 95,4%. Если рассматривать в целом динамику количественных изменений «мягкого» зообентоса во все периоды функционирования Кучурганского водохранилища в качестве водоема-охладителя (табл. 3.4), видно, что если показатели численности не имеют четкой динамики, то биомасса проявляет тенденцию поступательного роста с середины 1970-х гг. по настоящее время.

Моллюски. В донной малакофауне Кучурганского водохранилища, при общем сохранении видового состава, доминирующими остались *Dreissena polymorpha, Hypanis pontica* и *Hypanis colorata* (рис. 3.28). Относящиеся к семейству лимнокардиид (Limnocardiinae) *H. pontica* и *H. colorata* обитают на песчано-илистых грунтах. Наши исследования [224] позволили установить, что монодакны являются обычным компонентом донной малакофауны водоема, хотя в пробах моллюски отмечались не каждый год.



Рис. 3.28. Монодакны Кучурганского водохранилища (*Hypanis pontica* слева и *Hypanis colorata* справа)

Средняя численность монодакн в бентосе водохранилища составляет 3 экз./м^2. Максимальная плотность монодакн 160 экз./м^2 и 200 экз./м^2. По акватории водохранилища монодакны более многочисленны на верхнем участке, где их средняя численность 6 экз./м^2, на среднем 2 экз./м^2 и 1 экз./м^2 на нижнем. Гидроэкологические условия водохранилища позволяют сохраниться здесь этим уникальным представителям понто-каспийских реликтов, внесенных в Красную книгу Молдовы. Ограниченность местообитания моллюсков делает их очень уязвимыми и в случае ухудшения экологических условий в водоеме-охладителе ставит под угрозу их существование.

Периодически в дночерпательные пробы попадают *Viviparus viviparus*, а также *Teodoxus fluviatilis*, которые будучи типичными литофилами, в водохранилище обычны на камнях и бетонных конструкциях, и в дночерпательные пробы попадают достаточно редко. Наиболее многочисленным представителем малакофауны водохранилища является *Dreissena polymorpha*, но будучи типичным представителем перифитона, она в основном сосредоточена на различных твердых субстратах – стеблях тростника и рогоза, сваях, камнях и бетонных конструкциях. На грунтах водохранилища, вследствие их заиленности, дрейссена встречается не часто, в то время как на плотных субстратах ее численность и биомасса достигает больших значений. Так исследуя в водохранилище в качестве субстрата стебли тростника, было установлено, что при средней численности весной 28088 экз./м^2 и биомассе 5033,54 г/м^2 площади субстрата моллюски достигают плотности свыше 54000 экз./м^2. Скопления дрейссены обрастаний тростника представлены разновозрастными особями с длиной раковины от 1 до 23 мм. [122].

В 2004-2021 гг. показатели плотности дрейссены на грунтах водохранилища составили в среднем 734 экз./м^2 с биомассой 174,4 г/м^2. Дрейссена, с одной стороны, наносит ущерб электростанции, создавая биопомехи в работе гидротехнических сооружений, с другой стороны, активно участвует в процессах самоочищения водоема, накопления и миграции металлов [226], служит пищевым объектов для гидробионтов и водно-болотных птиц [82, 210].

Известно, что в водных экосистемах пелагическая и донная подсистемы находятся в динамическом равновесии и взаимосвязаны. В экосистеме Кучурганского водохранилища четко прослеживается обратная связь, отмеченная для евтрофных озерных экосистем, в соответствии с которой, чем выше численность и биомасса бентоса (гл. образом дрейссены), тем ниже показатели численности и биомассы зоопланктона [223]. Между этими показателями существует высокая степень зависимости, коэффициент

корреляции между численностью дрейссены и зоопланктона в водохранилище равен -0,84 (рис. 3.29).



Рис. 3.29. Соотношение численности дрейссены (экз./м^2) и зоопланктона (экз./м^3) в Кучурганском водохранилище, 2014-2021 гг. (r=-0,84)

В Кучурганском водохранилище популяция дрейссены оказывает влияние не только на развитие зоопланктона, но и на других гидробионтов, в частности полихет и высших ракообразных, как уже было отмечено выше. Известно, что увеличение численности дрейссены приводит к возрастанию продуктивности макрозообентоса, изменению его трофической и видовой структуры, что в определенной степени прослеживается и в бентических сообществах Кучурганского водохранилища. Наши исследования [99] поселений друз дрейссены на стеблях тростника в Кучурганском водохранилище позволили установить, что в них обитают до 18 таксонов беспозвоночных, из которых массово были представлены корофииды - 4296 экз. и гаммариды 936 экз., здесь же были обнаружены 34 экз. чужеродного вида моллюсков *Potamopyrgus antipodarum*, который пока является малоизученным видом водохранилища.

Для оценки устойчивости донных сообществ Кучурганского водохранилища нами рассчитана вариабельность динамики биомассы (*ВДБ*) основных компонентов «мягкого» зообентоса на основании минимальных, максимальных и средних сезонных значений (весна, лето, осень) за период 2004-2021 гг. (табл. 3.11).

Динамика изменений *ВДБ* основных групп зообентоса водохранилища подвержена значительным колебаниям, особенно высших ракообразных и цератопогонид (рис. 3.30), что указывает на происходящие в системе изменения структуры, а значит и функционирования. Это свидетельствует о том, что водохранилище находится под сильным антропогенным воздействием [214]. Из данных табл. 3.11 следует, что среди рассмотренных групп «мягкого» зообентоса хирономиды и олигохеты обладают самыми низкими значениями *ВДБ* (0,95 и 1,05), что характеризует эти группы гидробионтов как наиболее устойчивые и приспособленные к изменениям условий среды обитания.

Таблица 3.11. Вариабельность динамики биомассы основных групп «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища, 2004-2021 гг.

Группа зообентоса	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	сред нее
Олигохеты	1,23	0,81	0,94	1,75	1,15	2,3	1,41	0,53	1,46	1,05	1,22	1,40	1,03	0,12	0,54	0,23	0,51	1,46	1,06
Хирономиды	0,57	0,46	1,36	0,68	1,08	1,19	1,60	0,51	0,40	0,68	0,84	2,41	1,72	1,30	0,53	0,30	0,09	1,48	0,95
Chironomus plumosus	0,54	0,71	1,74	0,98	1,33	0,43	2,16	0,48	0,80	0,65	0,84	2,62	1,91	1,38	0,54	0,23	0,16	1,46	1,05
Высшие ракообразные	2,14	3,0	1,25	3,0	3,33	0	3,14	0	2,98	2,0	0,86	1,13	2,14	1,59	0,64	1,40	1,25	1,33	1,73
Ceratopogonidae	1,0	2,92	1,27	1,0	2,17	2,25	2,45	1,10	2,17	0,33	2,33	2,66	3,0	3,0	1,46	0,57	0,89	1,30	1,77
«Мягкий» бентос	1,73	1,35	1,79	1,51	1,03	2,29	0,43	1,71	1,27	1,51	1,40	1,34	1,28	1,09	0,52	0,24	0,04	1,43	1,22

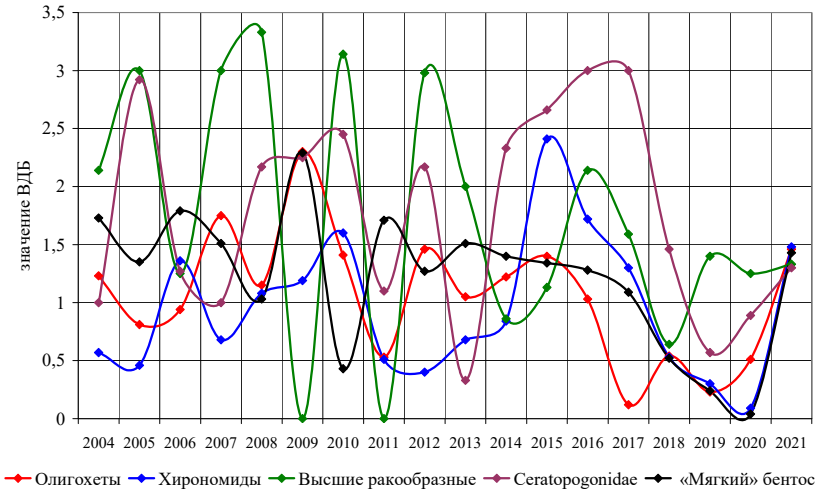


Рис. 3.30. Изменение *ВДБ* основных групп зообентоса Кучурганского водохранилища, 2004-2021 гг.

3.3. Генезис гидрофауны и зоогеографический состав зообентоса водохранилищ бассейна Днестра.

3.3.1. Генезис водохранилищ бассейна Днестра.

В основу типизации водохранилищ, прежде всего, заложен принцип генезиса. На его основе водохранилища делятся: а) водохранилища в долинах рек, перегороженных плотинами; б) зарегулированные озера; в) наливные водохранилища, водохранилища в местах выхода грунтовых вод и в карстовых районах; г) водохранилища, созданные в прибрежных участках моря и эстуариях, отделенных от них дамбами.

Дубоссарское водохранилище на Днестре относится к водохранилищам речного типа, Кучурганское – озерного типа.

Генезис Дубоссарского водохранилища

Дубоссарское водохранилище расположено в биогеографической зоне Среднего Днестра Подольско-Молдавской лесостепи, включающей в себя район Бельцкой степи [77]. Водохранилище возникло в результате строительства в 1954-1955 гг. плотины Дубоссарской ГЭС на нижнем отрезке среднего участка Днестра, где заканчивается Сорокская Приднестровская возвышенность. В отдельных точках эта возвышенность поднимается до 200-350 м над уровнем моря и в некоторых районах обрывистыми берегами вплотную подходит к урезу воды водохранилища. Местность водохранилища местами холмистая, но в основном равнинная, с незначительным коэффициентом продольного уклона (0,00014) дна водохранилища. Водохранилище вытянулось на 125 км по долине Днестра в самой узкой, наиболее асимметричной и дренированной части ее бассейна. Средняя ширина бассейна в этой части составляет около 35-40 км.

В водохранилище впадают два небольших правых притока - Черная и Резина, и пять левых: Каменка, Рыбница, Белочь, Молокиш, Ягорлык и небольшой ручей Подоймица. Самый крупный из притоков, но не самый многоводный Ягорлык, протяженность которого не превышает 50 км, а вместе с впадающим в него притоком Тростянец около 90 км. В общей сложности протяженность речной сети этой части бассейна Днестра составляет около 250 км, или немногим больше 5 км на каждые 100 км^2 его площади, что в пять раз меньше среднего коэффициента речной сети всего бассейна Днестра. Таким образом, непосредственная водосборная площадь водохранилища слабо обводнена, долины питающих его притоков узкие, сухие и на значительном своем протяжении глубокие и скалистые. Сухость этого участка бассейна Днестра усугубляется сильной изрезанностью его овражно-балочной сетью.

Обнажения обрывистых берегов оврагов, балок, притоков и долины Днестра обычно каменисто-известняковые, а крутые склоны, как правило, покрыты известняковым рухляком. Почвенный покров более или менее пологих и равнинных участков бассейна обоих берегов представлен, главным образом, типичными черноземами в сочетании с темно-серыми лесными почвами, которые на склонах и водоразделах в той или иной мере карбонатные, а вблизи облесенных участков выщелоченные, структурные.

На террасах Днестра преобладают легкосуглинистые и супесчаные черноземовидные почвы, а на выходах плотных известняков встречаются более или менее крупные пятна бурых и лесных почв. Основные почвы левобережья - типичные мощные черноземы в сочетании с темно-серыми лесными почвами, а почвообразующими породами для них являются, в первую очередь, лессовидные суглинки и лишь на склонах - известняки, мергелевидный мел и глина. На правобережье основными почвами являются выщелоченные структурные и оподзоленные черноземы в сочетании с темно-серыми и серыми лесными почвами. Почвообразующими породами для них послужили известняк, мергелевидный мел, глинистый сланец и тяжелый лёссовидный суглинок.

Содержание общего азота в почвах колеблется от 0,09% в лесных до 0,62% в черноземах, фосфорных соединений в виде P_2O_5 - от 0,0005 до 0,011%. Таким образом, непосредственная водосборная площадь водохранилища богата биогенными веществами, которые вместе с жидким поверхностным стоком обильно поступают в водохранилище и способствуют развитию в нем первичных продуцентов.

Климат в районе водохранилища умеренно континентальный и умеренно теплый, с продолжительным жарким летом и короткой, сравнительно теплой зимой. Положительная среднемесячная температура удерживается на протяжении девяти месяцев, а вегетационный период со среднемесячной температурой выше 10 °С продолжается примерно семь месяцев. В период с мая по сентябрь среднемесячная температура воздуха выше 15 ^{o}C. Отрицательные среднемесячные температуры воздуха сохраняются в продолжение трех месяцев (декабря - февраля), но перемежаются частыми и длительными оттепелями с повышением температуры иногда до +8+10^{o}C. Самая высокая среднемесячная температура воздуха (23 ^{o}C) наблюдается в июле, а самая низкая (-4 ^{o}C) в январе. Абсолютный максимум температуры, по многолетним наблюдениям, достигает +40^{o}C, а абсолютный ее минимум опускается до -32 ^{o}C. Среднегодовая температура равна примерно +9^{o}C. В результате годовая сумма тепла солнечной радиации, достигает в 65-70 тыс. калорий. Атмосферные осадки, по многолетним данным, составляют в районе

водохранилища 450-500 мм в год и выпадают преимущественно в летний период в виде ливневых дождей. Испарение с поверхности за год достигает около 600 мм водного слоя.

Растительность бассейна Днестра, непосредственно примыкающего к берегам водохранилища, в подавляющей своей части окультурена. Естественный растительный покров сохранился преимущественно на крутых склонах балок, оврагов и долин притоков водохранилища, а также на склонах самой долины Днестра. Крутизна склонов и каменистая тощая почва на них при относительно континентальном климате не обеспечивают буйного развития растительности и поэтому покров ее скуден, относительно однообразен, с явно выраженными степными чертами. Участки склонов, защищенные от прямых солнечных лучей и господствующих ветров, покрыты, как правило, чахлым лесом гырнецового типа. В некоторых местах склоны покрыты только густым кустарником из боярышника, лещины, шиповника и др. обычных форм. Пологие участки берегов водохранилища обычно заняты под сады, огороды и виноградники.

Водное питание водохранилища обеспечивается главным образом за счет стока верхнего Днестра. При входе в водохранилище среднемноголетний расход Днестра составляет 299 $м^3$/сек., что в пересчете на среднегодовой сток составит свыше 9,4 млрд. $м^3$. Внутригодовой сток в среднем распределяется следующим образом: 44,4% весной, 25,5% летом, 16% осенью и 14,1% зимой. Что касается максимальных расходов, то они могут наступить в любое время года и достигают значительных размеров. Температура поверхностного слоя воды выше +10 ^oC наблюдается обычно в конце апреля, максимальная среднемесячная температура (+27 ^oC) - в июле, а понижение ее до +10 ^oC происходит в конце октября.

Лед на Дубоссарском водохранилище, в зависимости от зимы, появляется чаще в середине декабря. Продолжительность существования льда около 40 дней, толщина может достигать 25 и более см. Среднегодовые осадки составляют в районе водохранилища 440-480 мм, что фактически равняется потере на испарение.

Чаша водохранилища сложена, преимущественно, известняковыми отложениями третичного и четвертичного периодов. Лишь у его входа, несколько выше г. Каменка на уровне межени днестровской воды обнажаются кембрийские сланцы, а несколько южнее прослеживаются верхнемеловые трепеловидные мергели. На всем остальном протяжении водохранилища его чаша сложена из сарматских напластований. Ниже г. Каменка верхний участок водохранилища пересекает мощная гряда рифовых среднесарматских известняков.

Сарматские отложения в долине Днестра преимущественно известняковые. Перемежающиеся с известняком слои глины и мергеля способствуют образованию нескольких водоносных горизонтов, которые питают подземные источники, а временами вызывают оползни и обвалы. Подземные источники приносят слабощелочные обычно гидрокарбонатно-сульфатнокальциевые и гидрокарбонатно-сульфатнонатриевые воды с минерализацией по сумме ионов до 0,8-3 г/л. Большинство источников открывается по левому берегу. Нижнесарматские водоносные слои загружаются в верхнем участке водохранилища и наиболее широко распространены среднесарматские водоносные слои, которые образуют три основных горизонта подземных источников. Верхнесарматский водоносный горизонт особого значения в образовании подземных источников не имеет.

Во многих местах в литологический состав чаши водохранилища входят аллювиальные отложения из суглинка, супеска, песка и галечника. В них также возникают подземные источники за счет инфильтрованных атмосферных осадков, а отчасти за счет дренируемых подземных вод.

Таким образом, рельеф и почвенно-климатические особенности водосборной площади, литологический состав подпочвенных горизонтов и характер источников водного питания водохранилища не создают условий для избыточного накопления в нем органических веществ, которое способствовало бы его заболачиванию и закисанию.

Введение в эксплуатацию в 1984 г. гидроузла Новоднестровской ГАЭС привело к снижению скорости потока, увеличению прозрачности воды и, как следствие, интенсивному зарастанию водохранилища высшими водными растениями и заилению [238, 272]. В результате функционирования гидроузла НГАЭС и нового водохранилища, масштабы которого значительно превосходят Дубоссарское (длина 214 км, ширина от 200 до 3750 м, глубина от 3 до 56 м), а также 2 буферных водохранилищ, существенно нарушился не только гидрологический, но и температурный режим Дубоссарского водохранилища в результате сброса воды из нижних горизонтов водохранилища НГАЭС, что наряду с суточными колебаниями уровня воды на отдельных участках реки до 1,5 м, привело к снижению весенне-летних температур воды вплоть до г. Дубоссары на 5-8°С.

В Дубоссарском водохранилище снизилась скорость течения, усилились процессы заиления и зарастания макрофитами, преимущественно рдестами, а мелководных участков и болотными – признаком явной лимнолизации реки. Существенно уменьшилось содержание взвешенных веществ в воде. Если до строительства Дубоссарского водохранилища средняя концентрация взвешенных веществ в Днестре составляла около 350 мг/л, после – 120-160 мг/л, то в настоящее время содержание взвешенных веществ в

воде упало в среднем до 10 мг/л, что привело к изменению в структуре и составе донных отложений. Многие участки с песчаными отложениями сменились серыми и черно-серыми илами. Упала абсорбционная способность воды к загрязняющим химическим веществам, что привело к резкому спаду процессов самоочищения и интенсификации вторичного загрязнения [294].

В результате наших исследований [72, 73] установлено, что минерализация воды водохранилища составляет 360 мг/л; щелочность - 201 мг/л; pH 7,6; содержание хлоридов – 29,1 мг/л; азота нитратного – 0,7 мг/л; азота нитритного – 0,02 мг/л; $БПК_5$ – 1,66 мг O_2/л. Сочетание указанных факторов создает предпосылки для своеобразного становления физико-химического и биологического режимов Дубоссарского водохранилища.

Генезис Кучурганского водохранилища

Кучурганское водохранилище расположено в биогеографической зоне Нижнего Днестра на границе Подольско-Молдавской лесостепи и Азово-Черноморских степей [77]. До 1964 г – Кучурганский лиман - пойманный водоем низовья Днестра, удаленный от моря почти на 100 км, генетически являющийся понто-каспийским реликтом, о чем свидетельствуют около 30 видов до сих пор сохранившихся в нем понто-каспийских реликтовых полихет, моллюсков, кумацей, мизид и амфипод [186, 347]. После строительства на его правом берегу в 1964 г. Молдавской ГРЭС с проектной мощностью 2,52 ГВт, лиман трансформирован в зарегулированный водоем-охладитель ТЭС с оборотной системой водоснабжения [226].

Кучурганское водохранилище представляет собой сохранившийся остаток залива когда-то большого Праднестровского лимана. Водоем образовался в устье маловодной, пересыхавшей теперь р. Кучурган, левого притока Днестра, в результате эпейрогенического понижения и одновременного загромождения Праднестровского лимана речными выносами, и теперь значительные площади дна водохранилища находятся ниже уровня моря на 0,5-0,1 м. Вместе с тем, взаимопротивоположные геологические процессы в долине низовья Днестра привели к тому, что Кучурганский лиман оказался удаленным вверх по Днестру от современного Днестровского лимана примерно на 50 км. Кучурганский лиман еще в 1920-е годы тремя гирлами постоянно соединялся с рукавом Днестра – Турунчуком и его акватория занимала 2700-3200 га. Но уже к концу 1940-х годов сообщение лимана с Турунчуком ограничивалось одним Стояновым гирлом и только в период половодья Днестра. В связи с этим в засушливые года его площадь сокращалась до 1500 га с максимальной глубиной до 2 м. После

одамбования берегов лимана его акватория при проектном уровне 3,5 м над нулем занимает около 2900 га со средней глубиной 3,5 и максимальной - 5,0 м [83, 186].

По своей конфигурации акватория водохранилища представляет собой равнобедренный треугольник неправильной формы с протяженностью длинной оси в зависимости от уровня воды до 14-20 км и шириной у основания до 3 км. Своей вершиной водохранилище входит в устье р. Кучурган, а противоположным ей основанием упирается в пойму Днестра пересохшими гирлами. Левый берег водоема в большей части высокий, правый пологий, образован первой надпойменной террасой Днестра. Береговая линия слабо извилистая. Акватория водохранилища делится на три участка: верхний - 650 га, средний - 850 га и нижний – 1400 га. Верхний участок самый мелководный и при снижении уровня до 1,5 м над нулем в большей части обезвоживается [83, 186]. Значительная, более 1500 га, сравнительно ровная площадь дна профундали выстлана толстым (свыше 1 м) слоем ила. В открытых участках прибрежной зоны до глубины 1 м под действием волнобоя дно отмыто от ила до плотного аллювиально-суглинистого слоя с тонким песчано-илистым, а иногда и песчаным покрытием. В результате массового развития популяции дрейссены, дно водоема на большей части его акватории оказалось сплошь покрыто пустыми раковинами этого моллюска, вследствие чего местами характер грунта изменился от илистого к ракушечнику, где его масса доходит до 5 и выше кг/м^2 [176, 181, 186]. Как отмечено в других водоемах, за счет раковин моллюска создаются значительные дополнительные твердые поверхности для развития перифитона [50].

Водное питание водохранилища обеспечивается, главным образом, водами Днестра через рукав Турунчук, сообщающийся с водохранилищем Стояновым гирлом. После зарегулирования и одамбовывания водообмен осуществляется принудительно, в объеме до 24 млн. м^3 в год [167]. Незначительную роль играет местный поверхностный сток и подземные источники. Небольшие объемы воды поступают также из маломощной, часто пересыхающей р. Кучурган, длиной 109 км и площадью водосбора - 2090 км^2.

До зарегулирования лимана уровень воды в нем определялся уровнем воды в Днестре и отличается частыми и резкими колебаниями. После зарегулирования лимана из расчета проектного уровня вода в нем на отметке 3,5 м выше нуля колебания уровня значительно сгладились и практически исчезли. Влияние р. Кучурган на колебание уровня воды в водохранилище не существенно, т.к. ее среднемноголетний сток ее не превышает 5 млн. м^3, что едва достаточно для компенсации испарения с поверхности водоема-охладителя в течение двух летних месяцев.

3.3.2. Зоогеографический состав зообентоса водохранилищ бассейна Днестра.

Классической системой зоогеографического районирования считается система, в основу которой положен принцип распространения наземных беспозвоночных и растений, в соответствии с ней Земля делится на пять зоогеографических областей: Голарктическую, Палеотропическую, Австралийскую, Неотропическую и Антарктическую. Голарктика делится на Палеарктику (Евразия без Индии, Исландия, Канарские острова, Корея, Япония и Северная Африка) и Неарктику (Северная Америка с Гренландией).

Зоогеография водных беспозвоночных до настоящего времени слабо разработана, что во многом связано с ограниченностью информации о распределении видов. Рассматриваются несколько различных вариантов зоогеографического деления континентальных водоемов на крупные зоогеографические территории (царства, области, подобласти), но еще не существует общепризнанной устоявшейся системы [15].

Ранее гидробиологами предпринимались попытки зоогеографического районирования по амфибиотическим насекомым (ручейникам, стрекозам). Предложенные схемы резко отличались от традиционных зоогеографических карт, выполненных на орнито-териологических материалах. Кроме того, распространение, например, ручейников, демонстрирует нарушение зональности, характерное для ареалов большинства наземных насекомых Палеарктики. Эти системы имели промежуточные характеристики между системами, основанными на распространении наземных животных и истинных гидробионтов. До настоящего времени не разработана и находится на стадии формирования система зоогеографического районирования распространения даже такого массового компонента зообентоса, как хирономид. Определены лишь основные закономерности распределения и пути расселения родов и видов [357].

Впервые система зоогеографического районирования континентальных вод европейской части, основанная на распространении истинных гидробионтов (рыб) была предложена Л.С. Бергом (1949). Он разделил Голарктическую область на 4 подобласти: Циркумполярную; Байкальскую; Средиземноморскую (включая Понто-Каспийско-Аральскую провинцию с Черноморским, Каспийским и Аральским округами); Нагорноазиатскую. Эту систему районирования в общем виде приняли для основных групп истинных гидробионтов: для моллюсков – В.И. Жадин (1952), пиявок – Е.И. Лукин (1976), олигохет – О.В. Чекановская (1962). Зоогеография моллюсков разрабатывалась В.Я. Старобогатовым (1970), которая наряду с системой Л.С. Берга рассматривается как основа зоогеографии континентальных вод. Синтетическую зоогеографическую систему

распространения гидробионтов на примере рыб предложил П. Бэнэреску (1964), в соответствии с которой Палеарктика делится на Европейско-Средиземноморскую, Сибирскую, Байкальскую и Монгольскую подобласти [271].

В настоящее время находит распространение система, близкая к классическим традициям зоогеографии суши, в соответствии с которой континентальная гидрофауна подразделяется на следующие регионы: Палеарктический, Неарктический, Неотропический, Афротропический, Восточный (Индия и Юго-Восточная Азия), Австралийский, Тихоокеанский островной и Антарктический [298]. Установлены основные принципы расселения гидробионтов и их отличие от географии наземной фауны, которое заключается в преобладании бассейнового принципа, в отличие от принципа зональности, характерного для наземных животных.

Вопросы генезиса гидрофауны водоемов бассейна Днестра, как Понто-каспийского региона, рассматривали М. Ярошенко [255], И. Дедю [45], Думитру Булат [265]. Биогеографический анализ фауны хирономид Молдовы представил И. Тодераш [152].

Для зообентоса водоемов бассейна Днестра традиционно рассматриваются вопросы распространения представителей понто-каспийского фаунистического комплекса и инвазивных видов. В приложении 2 представлен основной видовой состав зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ [271].

Генезис Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ наложил свой отпечаток на зоогеографический состав их донной фауны. Вследствие нахождения в одной геолого-климатической зоне их донная фауна в основном представлена теплолюбивыми палеарктическими видами голарктического царства, включая понто-каспийских реликтов [271] (рис. 3.31, табл. 3.12).

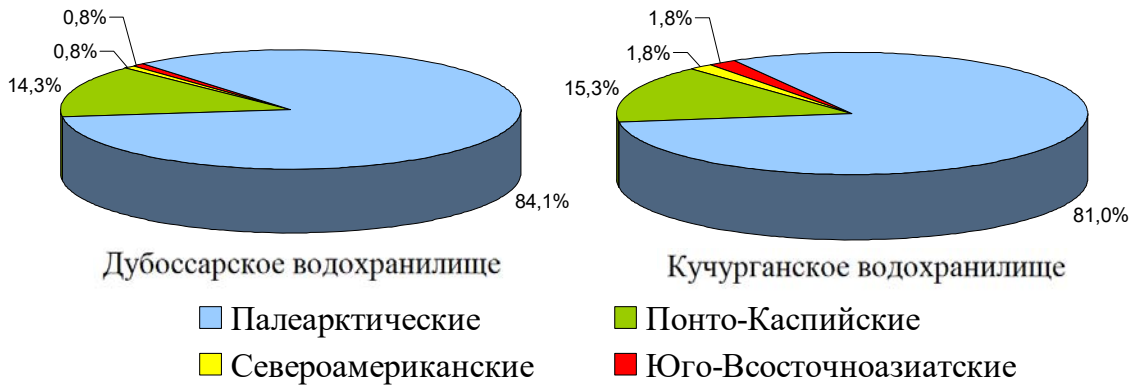


Рис. 3.31. Зоогеографический состав зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ

Таблица 3.12. Зоогеографический состав зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ

Группа зообентоса	Дубоссарское водохранилище				Кучурганское водохранилище			
	ПА	ПК	СА	ЮВА	ПА	ПК	СА	ЮВА
Полихеты (Polychaeta)	**1**				**2**			
	-	1	-	-	-	2	-	-
Олигохеты (Oligochaeta)	**32**				**37**			
	31	-	-	1	36	-	-	1
Хирономиды (Chironomidae)	**46**				**68**			
	46	-	-	-	68	-	-	-
Другие амфибиотические насекомые	**14**				**13**			
	14	-	-	-	13	-	-	-
Ракообразные (Crustacea)	**11**				**17**			
	-	11	-	-	-	15	1	1
Мизиды (Mysidacea)	3				3			
	-	3	-	-	-	3	-	-
Гаммариды (Gammaridae)	6				8			
	-	6	-	-	-	8	-	-
Кумацеи (Cumacea)	2				4			
	-	2	-	-	-	4	-	-
Десятиногие ракообразные (Decapoda)	0				2			
	-	-	-	-	-	-	1	1
Моллюски (Mollusca)	**22**				**26**			
	17	4	1	-	17	6	2	1
Брюхоногие (Gastropoda)	17				21			
	12	4	1	-	14	4	2	1
Двустворчатые (Bivalvia)	5				5			
	3	2	-	-	1	4	-	-
Всего	**126**				**163**			
	106	18	1	1	132	25	3	3

**Примечание: ПА - Палеарктические виды, ПК – Понто-каспийские реликты, СА – Североамериканские виды, ЮВА – Юго-восточноазиатские виды.*

Сравнительный анализ зоогеографического состава зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилища на основании индекса общности фаун Сёренсена и индекса сходства Жаккара представлен в табл. 3.13 [271]. Наибольшие значения индексов свидетельствуют о значительном сходстве понто-каспийской фауны Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ, т.к. она представлена в основном высшими ракообразными и моллюсками этого фаунистического комплекса.

Таблица 3.13. Значение индексов Сёренсена (общности) и Жаккара (сходства) зоогеографического состава зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ

Индекс сходства	ПА	ПК	СА	ЮВА	Вся фауна
Сёренсена	0,53	0,74	0	0,50	0,56
Жаккара	0,36	0,59	0	0,33	0,39

ПА - Палеарктические виды, ПК – Понто-каспийские реликты, СА – Североамериканские виды, ЮВА – Юго-восточноазиатские виды

Эволюционный путь развития донной фауны гидросферы шел по пути более древней морской-солоноводной и более молодой – пресноводной. Наряду с этим в некоторых местах сохранились и частично обновились промежуточная древняя солоноватоводная фауна, которая экологически стоит гораздо ближе к пресноводной, чем к современной морской-солоноводной фауне. Солоноватоводные реликты и автохтоны Понто-Каспийского бассейна являются типичным примером такой промежуточной фауны. Будучи реликтовой, понто-каспийская фауна распространена, главным образом, в лиманах и наиболее опресненных частях бассейна, сохранивших условия более близкие к условиям древнего Третичного (Сарматского) бассейна.

Понто-каспийская фауна представляет собой специфический комплекс видов, состоящий из ракообразных (амфипод, мизид, кумовых и др.), двустворчатых и брюхоногих моллюсков, рыб (бычковых, сельдевых, осетровых и др.) и некоторых других групп и считается автохтонным для Каспия. Каспийская фауна является древней, которая в течение длительного времени развивалась в условиях изоляции от океана. Она эндемична для Понто-каспийского бассейна, т.к. вообще не живет за его пределами, за исключением видов-вселенцев (*Dreissena polymorpha* и др.), проникших далеко за границы этого бассейна, вплоть до Великих американских озер [205, 347].

Большинство солоноватоводных понто-каспийских реликтов и автохтонов перешли в пресные водоемы и эта миграция в северные притоки Черноморско-Азовского бассейна способствовала обогащению их донной фауны.

Разнообразие понто-каспийских иммигрантов в донной фауне Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ в настоящее представлено 2 видами полихет, 3 мизид, 10 гаммарид, 4 кумацей, 4 гастропод и 5 видами двустворчатых моллюсков (табл. 3.12) [171, 182, 205, 224, 347]. В Дубоссарском водохранилище обитают 18 понто-каспийцев: 1 полихета (*Hypania invalida*), 3 мизиды (*Limnomysis benedeni, Paramysis lacustris*, *Katamysis warpachowskyi*), 6 гаммарид (*Dikerogammarus haemobaphes, Dikerogammarus villosus*, *Pontogammarus crassus*, *Pontogammarus robustoides*, *Pontogammarus obesus*, *Chaetogammarus tenellus*), 2 кумацеи (*Pterocuma pectinata, Pseudocuma cercaroides*), 4 гастроподы (*Lithoglyphus naticoides, Caspia gmelini, Theodoxus fluviatilis, Theodoxus transversalis*) и 2 двустворчатых моллюска (*Dreissena polymorpha, Dreissena bugensis*). Необходимо отметить, что донная фауна Дубоссарского водохранилища была искусственно обогащена 4 видами понто-каспийцев: 3 мизидами и 1 кумацеей (*Caspiocuma campylaspoides*), которая нами не отмечена, наряду с ранее обитавшими здесь понто-каспийскими *Chaetogammarus warpachowskyi* и *Jaera sarsi*.

Кучурганское водохранилище среди водоемов Молдовы наиболее богато понто-каспийцами и его можно считать ядром в распространении этой реликтовой группы гидробионтов [205, 347]. В разные годы в нем обитало более 30 видов понто-каспийских полихет, моллюсков, кумацей, мизид и амфипод. Генезис водоема способствовал сохранению видового разнообразия зообентоса этой генетической группы гидробионтов [186, 347]. В настоящее время в его донной фауне встречаются 25 видов понто-каспийцев.

Полихеты понто-каспийского фаунистического комплекса Кучурганского водохранилища представлены двумя видами: *Hypaniola kowalewskyi* и *Hypania invalida*, из которых последний является массовым [171]. Среди понто-каспийцев по видовому разнообразию преобладают высшие ракообразные. В разные периоды становления водохранилища в нем обитало 15 понто-каспийских видов [182]. Нами отмечены 8 видов (*Dikerogammarus haemobaphes, Dikerogammarus villosus, Pontogammarus crassus, Pontogammarus robustoides*, *Chaetogammarus ischnus*, *Chaetogammarus warpachowskyi*, *Corophium maeoticum*, *Corophium curvispinum*). Относительно высокая плотность амфипод в Кучурганском водохранилище свидетельствует о благоприятных условиях для развития этого отряда высших ракообразных, который относится к эвритермной группе зообентоса водохранилища, что подтверждает более высокая плотность поселений бокоплавов в теплом канале ТЭС (1840 экз./м^2, 9,55 г/м^2) в сравнении с открытой акваторией водохранилища [172].

Из 6 видов кумацей водохранилища нами отмечены только 4: *Caspiocuma campylaspoides, Schizorhynchus scabriusculus, Pseudocuma cercarioides* и *Pterocuma pectinata* [182]. Фауну мизид представляют *Limnomysis benedeni, Paramysis lacustris* и *Katamysis warpachowskyi*. Частота встречаемости мизид в дночерпательных пробах ниже по сравнению с другими высшими ракообразными водохранилища-охладителя, т.к. основная их масса обитает среди зарослей макрофитов в прибрежной зоне и на открытой акватории водоема встречаются редко. Динамика численности понто-каспийских беспозвоночных бентоса водохранилища представлена на рис. 3.32.

Среди моллюсков понто-каспийского комплекса встречаются *Theodoxus fluviatilis, Theodoxus transversalis, Hypanis pontica, Hypanis colorata, Dreissena polymorpha* и *Dreissena bugensis*, которая впервые была отмечена нами в водохранилище в 2004 г. [187, 193]. Регистрируемое проникновение *D. bugensis* в пресные воды является повторным возвращением Dreissena в пресные водные массы и должно сопровождаться видообразовательным процессом, если олигогалинные водные массы в Азово-Черноморском бассейне будут более устойчивы во времени и пространстве [143].

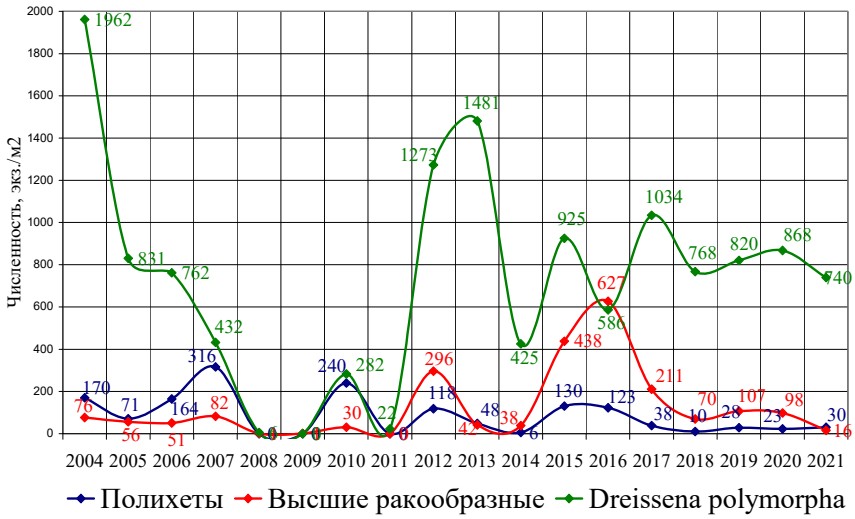


Рис. 3.32. Динамика численности (экз./м^2) полихет, высших ракообразных и дрейссены Кучурганского водохранилища, 2004-2021 гг.

Один из наиболее характерных компонентов понто-каспийского комплекса водохранилища - двустворчатые моллюски семейства Limnocardiinae *Hypanis pontica* и *Hypanis colorata* [224], включенные в Красную книгу Молдовы [266]. Монодакны сохранили характерный признак морских моллюсков – наличие планктонной личиночной стадии велигера. *H. colorata* размножается с двухлетнего возраста в период с апреля по сентябрь. Личиночная стадия продолжается от двух недель летом до месяца весной. *H. pontica* размножается с апреля до конца августа, стадия велигера длится 14-16 дней.

Самым массовым компонентом понто-каспийской малакофауны водохранилища является *Dreissena polymorpha*. На протяжении последних десятилетий после спада численности и биомассы моллюска в период максимального уровня термофикации водоема-охладителя в 1981-1984 гг., мы наблюдаем рост количественных показателей ее популяции. Сниженная термическая нагрузка на водохранилище сопровождается ростом биомассы дрейссены, которая выросла по сравнению с серединой 1980-х годов в 1,5-2 раза [189], составив в среднем за период 2004-2021 гг. 174,3 г/м^2 при численности 734 экз./м^2.

Зоогеографический состав донной фауны Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ в большинстве своем представлен теплолюбивыми палеарктическими видами голарктического царства, включая понто-каспийских реликтов (полихет, высших ракообразных и моллюсков), а также не значительной долей появившихся в последние десятилетия инвазивных североамериканских и юго-восточноазиатских видов. Наибольшее сходство видового состава присуще понто-каспийской фауне водохранилищ, массовое распространение которой является результатом их исторической иммиграции, продолжающейся до настоящего времени [271].

Выводы к главе 3

1. Водохранилища бассейна Днестра в пределах Молдовы имеют различный генезис; Дубоссарское водохранилище относится к водохранилищам речного типа, Кучурганское – озерного типа.
2. Зообентос Дубоссарского водохранилища претерпел существенные трансформации, особенно после ввода в эксплуатацию гидроузла Новоднестровской ГАЭС. Видовой состав сократился после образования водохранилища с 190 до 75 видов. Впоследствии он возрос до 160 к середине 1970-х гг. и до 170 видов в 2018-2021 гг. Пелофильная фауна зообентоса стала преобладать над лито- и псаммореофильной. Существенно снизилась биомасса «мягкого» бентоса, возросла доля чужеродных видов. В 2010-2021 гг. численность «мягкого» бентоса составила 3450 экз./м^2 с биомассой 13,37 г/м^2. В донной фауне продолжаются структурные изменения, указывающие на то, что водохранилище, наряду с влиянием природных, находится под сильным воздействием антропогенных факторов.
3. Состояние донной фауны Кучурганского водохранилища находится в прямой зависимости от уровня антропогенной нагрузки на водоем-охладитель со стороны Молдавской ГРЭС. До термической нагрузки зообентос формировали 190 видов. Максимальная термофикация водоема-охладителя в середине 1980-х гг. привела к сокращению таксономического состава бентоса на 70 видов. Снижение с 1990-х гг. уровня термофикации способствовало росту в 1,5-2 раза численности «мягкого» зообентоса, за исключением олигохет. В 2004-2021 гг. численность «мягкого» бентоса составила 6913 экз./м^2 с биомассой 23,16 г/м^2. С 2000 г. уровень термофикации водоема-охладителя снижен, при этом усилились процессы минерализации и возросла концентрация хлоридов и сульфатов в воде. На этом фоне наблюдается тенденция снижения и стабилизации численности «мягкого» зообентоса при одновременном росте его биомассы.
4. Зоогеографический состав донной фауны Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ в основном представлен теплолюбивыми палеарктическими видами голарктического царства, включая понто-каспийских реликтов (18 видов в Дубоссарском и 25 в Кучурганском водохранилище), а также появившимися в последние десятилетия инвазивными североамериканскими и юго-восточноазиатскими видами (по 1 виду в Дубоссарском и по 3 в Кучурганском водохранилище). Наибольшая общность (0,74 по индексу Сёренсена) и сходство (0,59 по индексу Жаккара) видового состава зообентоса присущи понто-каспийской фауне водохранилищ.

4. ЗНАЧИМОСТЬ ДОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В ФУНКЦИОНИРОВАНИИ ЭКОСИСТЕМ ВОДОХРАНИЛИЩ БАССЕЙНА ДНЕСТРА

Бентосные беспозвоночные – важный компонент вторичной продукции в водных экосистемах, они включены в передачу энергии к верхним трофическим уровням, а в водоемах, где нет рыбы, даже могут занимать высший трофический уровень в пищевых цепях. Являясь основой кормового ресурса, зообентос считается одним из факторов, определяющим рыбопродуктивность водоемов [82, 210, 223, 232, 235]. Нами установлено, что в процессах пищеварения рыб помимо ферментов, синтезируемых их пищеварительной системой, участвуют ферменты объектов питания, реализующие индуцированный аутолиз [53, 54, 55, 82, 239]. Наряду с организмами зоопланктона, донные беспозвоночные являются элементами жизненных циклов паразитов различных систематических групп, играя роль промежуточных хозяев трематод, цестод и нематод [207, 348]. Определенную роль организмы зообентоса играют в круговороте вещества и энергии, в процессах самоочищения водоемов, в накоплении и миграции металлов в водоемах [60, 62, 146, 147, 226, 227, 287, 289, 295]. Инвазивные виды приводят к «биологическому загрязнению» водных экосистем [4, 6, 192, 310]. В системе биологического мониторинга зообентос играет ведущую роль при оценке экологического состояния водных экосистем [10, 52, 56, 61, 124, 132, 134, 186, 250, 275, 289, 375, 377].

4.1. Место и роль бентосных беспозвоночных в трофических цепях.

Наряду с гидрологическими и гидрохимическими факторами, детерминирующими формирование и состояние ихтиоценозов, большую роль имеет кормовая база водоемов и, в первую очередь, зообентос, составляющий основу рациона таких имеющих важное промысловое значение бентофагов Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ, как лещ, карп, карась, линь, тарань [106, 108, 237].

Донная фауна водохранилищ характеризуется богатым видовым разнообразием и высокими показателями численности и биомассы с преобладанием олигохет, хирономид, высших ракообразных и моллюсков [239, 244]. Доминирующее положение по численности и биомассе в «мягком» зообентосе занимают олигохеты и хирономиды. При оценке кормовой базы для ихтиоценозов определяющим является биомасса «мягкого» зообентоса. В водохранилищах в период с 2010 по 2021 г. биомасса «мягкого» зообентоса

варьировала в пределах 7,12 - 31,26 г/м^2 в Кучурганском водохранилище (в среднем 13,22 г/м^2) и 7,06 - 27,36 г/м^2 в Дубоссарском водохранилище (в среднем 13,37 г/м^2) (рис. 4.1).



Рис. 4.1. Динамика изменения биомассы (г/м^2) «мягкого» зообентоса в Кучурганском и Дубоссарском водохранилищах, в 2010-2021 гг.

Благодаря высокой кормовой ценности, организмы зообентоса входят в спектр питания многих видов рыб. Нами установлено, что у леща Кучурганского водохранилища донные беспозвоночные составляют 45-75% от рациона питания, у карася доля зообентоса в рационе увеличивается с 13-46% у молоди до 84-100% у старших возрастов, у молоди окуня - 46-67,5%. На 100 % из донных гидробионтов состоит рацион бычков водохранилища [210].

Особой кормовой ценностью и доступностью для рыб выделяются хирономиды. У *Chironomus plumosus* содержание абсолютного сухого вещества в теле личинок колеблется в пределах 8,8-14,5% с калорийностью 5,6 ккал/г. Питательная ценность также велика - 69,9% протеинов, 8,8% жиров и 19,7% углеводов от массы сухого вещества, а также 10 микроэлементов [152]. В теле личинок содержатся витамины А - 0,231, каротин - 0,187, B_1 - 0,18, B_2 – 0,483, а также B_{12} – 0,154 мкг/г сухого вещества [210]. Наиболее активными потребителями хирономид в Дубоссарском водохранилище являются карп, лещ, рыбец, усач, серебряный карась [24]. Среди рыб-бентофагов Днестра активно поедают хирономид белоглазка (27,3% от массы пищи) и лещ (24,7%) [31]. В Кучурганском водохранилище удельный вес хирономид в кишечнике в среднем доходит до 67% от общего веса пищевых комков у линя, 56% у карпа, 39% у тарани и 32% у бычков [210]. Об определяющей роли хирономид в формировании рыбопродуктивности свидетельствуют исследования И. Тодераш [152], согласно которым годовой прирост рыбопродуктивности в Дубоссарском водохранилище на 65,6% обеспечивается за счет утилизации продукции хирономид, 30,2% олигохет, 2,6% высших ракообразных и 1,5% за счет моллюсков.

Олигохеты по кормовой ценности и калорийности близки к личинкам хирономид и содержат 46-58% протеинов, 15-24% углеводов и 11-15% жиров от массы сухого вещества с общей калорийностью - 5,8 ккал/г. В отличие от хирономид, олигохеты, в связи с их погружением глубоко в ил, менее доступны рыбам. В водоемах Молдовы олигохеты входят в пищевой рацион более 20 видов рыб, среди которых наиболее активными их потребителями в водоемах бассейна Днестра являются рыбец (до 43% от массы содержимого кишечника), белоглазка (5-36%), карп (10-29%), голавль (18%). Удельное значение олигохет в пищевом спектре у леща составляет 6,9%, а у карася - 3,4% [210].

Высшие ракообразные обладают высокой пищевой ценностью для рыб, но в рационе бентофагов занимают незначительную долю. Большое содержание питательных веществ обеспечивают высокую кормовую ценность мизид, у которых процент жиров от сухой массы тела составляет 7,3-12,3%, протеинов 69,8-75,2%, углеводов 4,2-7,8%, общая калорийность 4,18-4,28 ккал/г [210]. В водохранилищах бассейна Днестра удельное значение амфипод и мизид в пище бентофагов колеблется от 0,6% у тарани до 6,6% у леща и 8,3% у белоглазки. Значительную долю высшие ракообразные занимают в питании хищных рыб. Так у жереха их удельный вес в рационе составляет около 68%, у окуня 64%, молоди судака до 70%, а у ершей почти 80% [31, 210].

В 2021 г. нами впервые отмечен факт включения в пищевой рацион некоторых видов рыб Кучурганского водохранилища нового инвазивного вида ракообразных – Североамериканского краба *Rhithropanopeus harrisi* [239, 241].

В отношении моллюсков бентофаги более избирательны. Наиболее активно в бассейне Днестра поедают моллюсков тарань (до 65% от массы пищи) и карп (до 16%) [30]. Эффективность использования продукции двустворчатых моллюсков в водоемах бассейна Днестра крайне мала – от десятых долей процента в Дубоссарском водохранилище до 1,5% в Кучурганском. Среди бентофагов Кучурганского водохранилища в большей степени дрейссену потребляют карп (56,6% от массы содержимого кишечника), линь (44,7%) и тарань (33,1%). Доля дрейссены в рационе леща незначительна 0,2%, а карась и густера ее практически не потребляют. Наиболее активно в Кучурганском водохранилище утилизируют дрейссену бычки, в кишечнике которых она может занимать более 90%. Более доступными для поедания рыбами являются сеголетки и двухлетки моллюска размером до 14 мм [26, 210]. Активным потребителем дрейссены в Кучурганском водохранилище является инвазивный вид - солнечный окунь (*Lepomis gibbosus*). Думитру Булат [263, 264, 265] установлено, что в водохранилище солнечный

окунь, в отличие от других водоемов Молдовы, отличается ускоренным ростом, достигая массы 160 г., во многом благодаря активному потреблению дрейссены.

В процессах пищеварения рыб помимо ферментов, синтезируемых их пищеварительной системой, участвуют ферменты объектов питания, реализующие индуцированный аутолиз в ассимиляции пищи. Нами [53, 54, 55, 82] были исследованы ферменты разных видов рыб Кучурганского водохранилища и их объектов питания – организмов зообентоса. Были выявлены различия в уровне активности и pH-зависимости ферментов, обеспечивающих гидролиз белковых компонентов, входящих в состав слизистой оболочки кишечника и химуса рыб, а также их объектов питания (табл. 4.1).

Таблица 4.1. Влияние pH на активность гликозидаз потенциальных объектов питания бентофагов Кучурганского водохранилища, мкмоль/(г·мин)

Объект питания	Значения pH					
	5.0	6.0	7.0	8.0	9.0	10.0
личинки хирономид	1.16±0.08 (45.31)	1.96±0.12 (76.56)	**2.56±0.11 (100)**	2.42±0.10 (94.53)	1.73±0.09 (67.58)	0.70±0.06 (27.34)
дрейссена	1.33±0.14 (25.68)	4.12±0.15 (79.54)	**5.18±0.12 (100)**	4.05±0.06 (78.19)	1.93±0.11 (37.26)	0.80±0.12 (15.44)
бокоплавы	0.45±0.13 (22.61)	1.56±0.08 (78.39)	**1.99±0.11 (100)**	1.33±0.08 (66.83)	0.43±0.08 (21.61)	0.30±0.06 (15.08)
олигохеты	2.9±0.22 (39.19)	6.10±0.17 (82.43)	**7.40±0.17 (100)**	6.6±0.17 (89.19)	2.1±0.17 (28.38)	0.8±0.23 (10.81)

Примечание: Жирным шрифтом выделены величины оптимума pH. В скобках указана относительная активность, % от максимума, принятого за 100.

Установлено, что ферменты организмов бентоса оказываются более устойчивыми к воздействию низких значений pH, чем протеиназы кишечника рыб, что позволяет предположить, что протеиназы некоторых видов зообентоса, входящих в состав пищи рыб разных экологических групп, могут компенсировать относительно низкую активность протеиназ, синтезируемых пищеварительной системой рыб. Нами выявлено, что активность протеиназ кормового зообентоса значительно зависит также и от температуры [55]. При стандартной температуре 20°C у олигохет, пресноводной креветки и дрейссены разницы в активности не наблюдается, а у личинок хирономид она оказалась в 2 раза ниже. Как и у слизистой, и химуса рыб максимальная активность протеназ объектов их питания в большинстве случаев наблюдается при 40°C, а минимальная при 0°C. Характер изменения активности протеиназ в организмах зообентоса при изменении температуры от 0 до 40°C также различается в зависимости от таксономической принадлежности. Так, активность протеиназ у олигохет, личинок хирономид, пресноводной креветки и дрейссены увеличивается в 6, 2.6, 2.3 и 1.3 раза соответственно. Повышение температуры с 40 до 60°C вызывает резкое снижение активности ферментов у хирономид, олигохет, креветок и дрейссены в 1.9, 2.1, 2.3 и 3.1 раза соответственно (табл. 4.2).

Таблица 4.2. Влияние температуры на активность протеиназ объектов питания рыб (зообентоса) Кучурганского водохранилища.

Объект питания	Температура проведения эксперимента in vitro, °С			
	0	20	40	60
личинки хирономид	0.53±0.17	0.97±0.04	**1.39±0.16**	0.72±0.03
олигохеты	0.95±0.09	1.86±0.12	**5.70±0.14**	2.70±0.12
Macrobrachium nipponense	1.2±0.09	1.95±0.04	**2.70±0.14**	1.2±0.05
дрейссена	2±0.09	1.97±0.07	**2.53±0.05**	0.81±0.08

Нами установлено, что у слизистой и химуса рыб, а также объектов их питания (организмов бентоса) максимальная активность ферментов выявлена при 40 °С. В зоне постмаксимальных температур также наблюдается высокая активность ферментов рыб и их объектов питания. Активность протеиназ у организмов зообентоса при температуре 20°С ниже, чем у консументов, но максимум активности также достигает при 40 ºС [82].

О высокой кормовой ценности зообентоса Кучурганского водохранилища свидетельствуют данные сравнительного анализа уровня активности протеиназ у такого типичного бентофага, как лещ из Кучурганского и Рыбинского водохранилищ. Установлено, что у леща Кучурганского водохранилища протеолитическая активность слизистой и химуса выше, чем у леща из Рыбинского водохранилища на 18,0 и 14,5% при оптимальных значениях pH (10,0), и на 62,2 и 6,1% при нейтральных значениях pH (7,0) [82]. Больший уровень активности протеиназ у леща Кучурганского водохранилища предположительно обусловлен, с одной стороны, более высокой температурой воды в период активного питания, а с другой - большим содержанием белка в тканях зообентоса - основного объекта питания [223].

Обладая богатой кормовой ценностью, различные группы зообентоса имеют различную степень доступности для рыб, которая зависит от размеров донных гидробионтов, их численности, продукции, характера распределения и ряда других факторов. Сильное влияние на обеспеченность рыб пищей оказывает характер ее распределения на дне. Чем более агрегированы организмы бентоса, тем более они доступны для рыб. Фактором, который в большой степени влияет на доступность зообентоса для рыб, является особенность его распределения в толще грунта. Организмы бентоса, обитающие на илистых грунтах глубже 10 см практически недоступны для рыб. Эффективность утилизации рыбами продукции олигохет, глубоко погруженных в ил Дубоссарского водохранилища, не превышает 3,5%. Бóльшая часть бентоса может быть также недоступна для рыб и на песчаных грунтах [210]. Исходя из доступности зообентоса, ведущую роль в питании рыб Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ

играют хирономиды и олигохеты; реже ракообразные и полихеты. Из моллюсков утилизируются в основном мелкие особи дрейссены и литоглифусы. Несмотря на крупные размеры моллюсков, до 30% их продукции также может использоваться рыбами.

Потенциальная рыбопродуктивность водохранилищ бассейна Днестра по кормовым ресурсам (зообентосу)

Потенциальный прирост ихтиомассы по кормовым ресурсам зообентоса рассчитывали по утвержденной в Молдове методике [372].

Основные виды рыб, потребители зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ [106, 108, 237, 263, 264, 265] представлены в табл. 4.3.

Таблица 4.3. Виды рыб, потребителей зообентоса

№	Виды рыб	Дубоссарское водохранилище	Кучурганское водохранилище
1	Лещ (*Abramis brama)*	+	+
2	Карась серебряный (*Carassius auratus)*	+	+
3	Сазан (*Cyprinus carpio)*	+	+
4	Усач (*Barbus barbus)*	+	-
5	Вырезуб (*Rutilus frisii)*	+	-
6	Тарань (плотва) (*Rutilus rutilus heckeli)*	+	+
7	Рыбец *(Vimba vimba)*	+	-
8	Линь (*Tinca tinca)*	+	+
9	Стерлядь (*Acipenser ruthenus)*	+	-
10	Амурский чебачок (*Pseudorasbora parva)*	+	+
11	Густера (*Blicca bjoerkna)*	+	+
12	Белоглазка (*Ballerus sapa)*	+	-
13	Днестровский пескарь (*Gobio sarmaticus)*	+	-
14	Елец (*Leuciscus leuciscus)*	+	+
15	Бобырец (*Petroleuciscus borysthenicus)*	-	+
16	Обыкновенная щиповка (*Cobitis taenia)*	+	+
17	Ерш обыкновенный (*Gymnocephalus cernuus)*	+	+
18	Бычок песочник (*Neogobius fluviatilis*)	+	+
19	Бычок кругляк (*N. melanostomus)*	+	+
20	Бычок цуцик (*Proterorhinus marmoratus)*	+	+
21	Бычок гонец (*N. gymnotrachelus)*	+	+
22	Бычок рыжик (*N. eurycephalus)*	-	+
Всего		**20**	**16**

Расчет среднего потенциального прироста ихтиомассы водохранилищ по кормовым ресурсам основных групп «мягкого» зообентоса представлен в табл. 4.4.

Таблица 4.4. Средний потенциальный прирост ихтиомассы (кг/га) Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ по основным кормовым ресурсам «мягкого» зообентоса, 2010-2021 гг.

Группа зообентоса	Дубоссарское водохранилище	Кучурганское водохранилище
Олигохеты	14,998	12,741
Полихеты	0,101	1,094
Хирономиды	105,275	150,143
Высшие ракообразные	1,892	3,889
Цератопогониды	0,54	0,029
Всего	122,806	167,896

Несмотря на то, что в среднем за период исследований общая биомасса кормового зообентоса Дубоссарского (13,37 г/м^2) и Кучурганского (13,22 г/м^2) водохранилищ практически оказалась одинаковой, она различается по основным группам «мягкого» зообентоса (табл. 4.5).

Таблица 4.5. Средняя биомасса (г/м^2) основных групп «мягкого» зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ, 2010-2021 гг.

Группа зообентоса	Дубоссарское водохранилище	Кучурганское водохранилище
Олигохеты	4,44	2,97
Полихеты	0,036	0,306
Хирономиды	8,13	9,13
Высшие ракообразные	0,42	0,68
Цератопогониды	0,24	0,01
Всего	13,27	13,09

Биомасса наиболее ценных в кормовом отношении хирономид выше в Кучурганском водохранилище, что наряду с меньшим числом видов рыб бентофагов определяет более высокую, в 1,4 раза, потенциальную (добавочную) рыбопродуктивность по «мягкому» зообентосу Кучурганского водохранилища (167,89 кг/га) в сравнении с Дубоссарским (122,80 кг/га) (табл. 4.4).

Таким образом, только за счет таких основных компонентов «мягкого» зообентоса, как олигохеты, полихеты, хирономиды, высшие ракообразные и цератопогониды потенциальный прирост ихтиомассы в среднем за период 2010-2021 гг. мог составить в Дубоссарском водохранилище 122,806 кг/га; в Кучурганском - 167,896 кг/га.

4.2. Роль зообентоса в развитии паразитарных сообществ (на примере Кучурганского водохранилища).

Макрозообентос, наряду с зоопланктоном, в водных экосистемах принимает активное участие в формировании паразитарных сообществ различных систематических

групп паразитов, выступая в качестве промежуточного, либо второго промежуточного хозяина [207, 348]. Таким образом, с практической точки зрения, важно изучение зообентоса, как промежуточного звена в жизненных циклах паразитов рыб. Вопросы роли бентоса в формировании паразитарных сообществ в водоемах-охладителях в литературе освещены недостаточно. Как правило, основное внимание в паразитарных отношениях уделяется роли ихтиоценозов, а также влиянию абиотических факторов, главным образом температуры на сообщества самих паразитов.

Изменения, происходящие в экосистемах водоемов-охладителей под воздействием повышенных температур, вносят существенные коррективы в биологию и даже морфологию паразитов. Так в зоне сброса теплых вод происходят значительные сдвиги в фазах жизненного цикла и в морфологии паразитов, особенно паразитирующих у рыб [348]. В сбросном канале Молдавской ГРЭС, в сравнении с открытой акваторией водоема-охладителя, у рыб наблюдается более богатый видовой состав паразитов, большая интенсивностью инвазии рыб и большая их вариабельность во временном аспекте [94].

Кучурганское водохранилище характеризуется богатым видовым разнообразием и высокими количественными показателями развития макрозообентоса, которые вносят свой вклад в развитие паразитарных сообществ водоема-охладителя, вовлекающих донных гидробионтов в свой жизненный цикл. Водоем-охладитель Молдавской ГРЭС среди всех водоемов Молдовы характеризуется самым богатым видовым разнообразием паразитов и самой высокой степенью их инвазии [207, 348]. Общая экстенсивность инвазии рыб Кучурганского водохранилища паразитами составляет до 83%, а интенсивность инвазии варьирует в зависимости от ряда экологических факторов. У рыб водохранилища зарегистрировано около 370 видов паразитов различных систематических групп, наиболее распространенными из которых являются 160 видов, в том числе: 58 книдоспоридий, 4 кокцидий, 30 инфузорий, 8 жгутиконосцев, 11 круглых червей, более 20 дигенетических сосальщиков, 12 моногенетических сосальщиков, 10 ремнецов, 7 членистоногих и 4 вида скребней. Наиболее богатый видовой состав паразитов отмечен у красноперки (55 видов), густеры (49), уклейки (48), окуня (43), горчака (33), бычковых рыб (19-22), щиповки (20), голавля (18) и т.д. [94, 207, 348].

Зараженность рыб водохранилища неодинакова. Наиболее богатый видовой и количественный состав гельминтов прослеживается у численно доминирующих здесь видов рыб - окуня, щуки, красноперки, уклейки, горчака и бычковых рыб. Наиболее интенсивно заражены те виды рыб, которые находятся в тесном контакте с биотопами, заросшими макрофитами. Именно здесь происходит их нагул и естественное заражение

паразитами. Соответственно, более богатый видовой состав паразитов и большую степень заражения имеют рыбы из прибрежной части водоема, больше в верховье водохранилища и в сбросном канале ГРЭС, по сравнению с открытой акваторией водоема-охладителя [95].

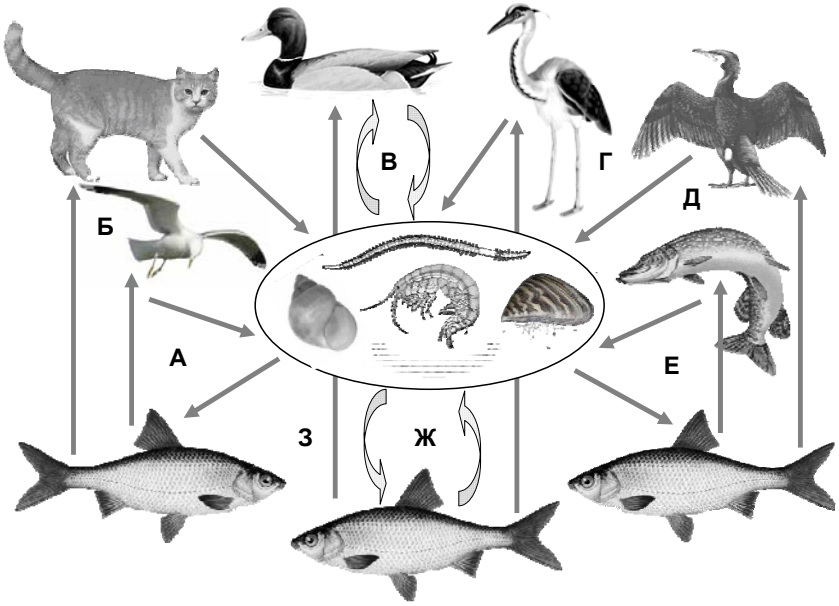


Рис. 4.2. Роль организмов зообентоса в формировании паразитарных сообществ Кучурганского водохранилища [207].

А *- Diplostomum paracaudum, Metorchis bilis, Diplostomum spathaceum, Ichthyocotylurus pileatus, Paracoenogonimus ovatus;* ***Б*** *- Echinochasmus perfoliatus, Opisthorchis felineus, Pseudoamphistomum truncatum;* ***В*** *- Streptocara crassicauda;* ***Г*** *- Posthodiplostomum cuticola;* ***Д*** *- Eustrongylides excisus;* ***Е*** *- Phyllodistomum folium, Raphidascaris acus, Bucephalus polymorphus, Rhipidocotyle campanula;* ***Ж*** *- Myxobolus dispar, Pseudoechinorhynchus borealis, Acanthocephalus anguillae, Acanthocephalus lucii, Caryophyllaeus brachycollis, Caryophyllaeus laticeps, Khawia sinensis;* ***З*** *- Metorchis xanthosomus, Echinochasmus perfoliatus, Tylodelphys clavata, Paracoenogonimus ovatus*

Массовыми видами паразитов у рыб водохранилища являются паразиты с прямым циклом развития (книдоспоридии, инфузории и моногенеи) и численно те виды, личинки которых обычно развиваются в беспозвоночных гидробионтах (олигохетах, ракообразных и моллюсках) - книдоспоридии, трематоды, цестоды и нематоды. Донные беспозвоночные водохранилища принимают участие в реализации жизненных циклов паразитирующих у рыб книдоспоридий, кокцидий, нематод, трематод, цестод и скребней (Рис. 4.2) [207, 348].

Книдоспоридии, паразитирующие у рыб водохранилища, в подавляющем большинстве развиваются без участия промежуточных хозяев. Тем не менее, некоторые книдоспоридии развиваются при участии олигохет, что дает основание предполагать, что их жизненный цикл по своей сложности и многообразию может не уступать таковому трематод [131]. В Кучурганском водохранилище с участием олигохет проходят

жизненные циклы самых распространенных здесь видов - *Myxobolus cyprini, M. muelleri, M. dispar, Sphaerospora* spp. [207, 348].

Ведущим компонентом паразитофауны рыб водохранилища, как по числу видов, так и по степени патогенности (для птиц, рыб, млекопитающих и человека) являются гельминты. Среди круглых червей - паразитов рыб в водоеме-охладителе распространены нематоды рода *Eustrongylides*. До настоящего времени известно около 25 видов эустронгилид, жизненный цикл развития которых протекает с участием окончательного (рыбоядные птицы), промежуточного (водные олигохеты) и дополнительного (резервуарного) хозяев (рыбы, амфибии, рептилии). В Кучурганском водохранилище зараженными эустронгилидами (*Eustrongylides excisus, E. tubifex, E. mergorum*) выявлены 12 видов рыб (окунь, судак, солнечная рыба, щука, бычок-песочник, линь, жерех, краснопёрка, карп, сом и др.). У некоторых экземпляров рыб водохранилища были обнаружены случаи смешанных инвазий, состоящие из личинок эустронгилид в различных видовых комбинациях: *E. excisus* + *E. tubifex*, *E. excisus* + *E. mergorum*, *E. tubifex* + *E. mergorum* и *E. excisus* + *E. tubifex* + *E. Mergorum* [96, 207]. В последние годы экстенсивность инвазии окуня, щуки, солнечного окуня и бычков водохранилища личинками нематод достигает 90-100%. Одним из факторов, способствующим распространению эустронгилид и высокому уровню зараженности ими рыб в Кучурганском водохранилище, является богатый видовой состав и высокая численность потенциальных промежуточных хозяев, а именно олигохет.

В Кучурганском водохранилище, помимо эустронгилид, используют в реализации своих жизненных циклов в качестве промежуточных хозяев организмы зообентоса такие нематоды, как *Streptocara crassicauda, Schulmanela petruschewskii, Contracaecum spiculigerum (C. microcephalum)*. Необходимо отметить, что первым промежуточным хозяином в развитии *C. spiculigerum* служат циклопы, но при этом, в качестве второго дополнительного хозяина могут служить личинки стрекоз [348].

Среди нематод наиболее широким спектром промежуточных хозяев – организмов зообентоса выделяется *Raphidascaris acus.* В Кучурганском водохранилище половозрелые *R. acus* в качестве окончательного хозяина используют щуку, окуня, судака и сома. У вторых промежуточных хозяев чаще всего он выявляется у сеголеток в середине лета, когда они переходят на питание зообентосом. К этому времени личинки в организме первых промежуточных хозяев уже достигают инвазионной стадии и молодь рыб активно их поедает. Зараженность личинками в августе - сентябре достигает 54%, с наличием от 1 до 12 личинок в рыбе [95]. В водоеме также отмечены нематоды, паразитирующие без

смены хозяев в личинках насекомых, а именно в хирономидах, у которых обнаружены мермитиды *Gastromermis hibernalis* и 2 вида *Hydromermis* sp. с экстенсивностью инвазии от 14 до 53 % [152], регулирующие количественное развитие хирономид в водоеме.

Среди паразитических червей в Кучурганском водохранилище наиболее богатым видовым составом отличаются трематоды. Наибольшее число видов дигенетических сосальщиков отмечено у рыб-бентофагов, видовой состав трематод хищников менее богат, а планктофаги характеризуются самым низким разнообразием фауны трематод.

Особое место в жизненных циклах трематод в водоемах-охладителях занимают моллюски, в том числе и дрейссена. Для паразитирующих у дрейссены трематод вторыми промежуточными и окончательными хозяевами являются рыбы и водоплавающие птицы, которые заражаются при поедании моллюсков. Так в качестве второго промежуточного хозяина дрейссену используют эхиностоматиды (Echinostomatidae), паразитирующие в кишечнике водоплавающих птиц [336]. Дрейссена служит промежуточным хозяином паразитирующих у рыб *Bucephallus polymorphus*, *Phyllodistomum folium*, *Aspidogaster limacoides*, у птиц - *Echinoparyphium recurvatum* [91, 348]. В Кучурганском водохранилище дрейссена принимает участие в реализации жизненных циклов *Phyllodistomum folium* и *Bucephalus polymorphus*. Исследования [85] показали, что в подогреваемой зоне водоема-охладителя Лукомльской ГРЭС процент зараженных особей дрейссены личинками трематод оказался во много раз выше, чем в зоне с естественным термическим режимом. При этом первоначальное заражение моллюсков происходит при длине раковины дрейссены 8 мм и более, а максимум заражения паразитом наблюдается у животных длиной 24-28 мм. *P. folium* является узкоспецифичным паразитом дрейссены [336], что в свою очередь демонстрирует роль *D. polymorpha* в обогащении паразитофауны водоемов.

Из двустворчатых моллюсков Кучурганского водохранилища, помимо дрейссены, промежуточным хозяином трематод являются у *Bunodera luciopercae* - *Sphaerium corneum* и *Pisidium amnicum,* а у *Rhipidocotyle campanula* – унионид [207]. Интересными особенностями биологии *B. luciopercae* является то, что кроме первых промежуточных хозяев (моллюсков), дальнейшее развитие проходит с вовлечением вторых промежуточных хозяев - не только планктонных ракообразных Cladocera и Copepoda, но также и бентосных организмов - амфипод и личинок поденок [348].

Промежуточным хозяином трематод среди моллюсков также выступают различные виды гастропод. В водоеме-охладителе МГРЭС *Lithoglyphus naticoides* вовлекаются в жизненные циклы *Cryptocotyle concava, C. jejuna* и *Apophallus donicus. C. jejuna,* в частности, выявлены у красноперки, карася, линя, карпа, леща, белого амура, щуки,

судака, окуня и др.; метацеркарии *A. donicus* отмечены у карпа, карася серебряного, леща, линя, красноперки, щуки, окуня, судака. Экстенсивность инвазии достигает 30%, интенсивность – единичные метацеркарии [95, 207]. *Bithynia tentaculata* выступает звеном жизненного цикла *Pseudoamphistomum truncatum Metorchis bilis, M. xanthosomus, Opisthorchis felineus* и *Stephanostomum bicoronatum.* У большого количества рыб водохранилища, в спектр питания которых входит битиния, в массе обнаружены метацеркарии *Metorchis bilis* и *M. xanthosomus*. У отдельных экземпляров рыб находили до нескольких сот метацеркарий [94, 95]. Высокая экстенсивность инвазии в водохранилище также отмечена для *P. truncatum* (у красноперки 2,8%, густеры 6,1%, голавля 50%).

Среди других брюхоногих моллюсков Кучурганского водохранилища *Fagotia acicularis* и *F. esperi* участвуют в жизненных циклах *Metagonimus yokogawai* и *Mesostephanus appendiculatus*; *Vivivparus viviparus –* у *Paracoenogonimus ovatus*; *Valvata sp.* - у *Ichthyocotylurus pileatus* [207, 348]. Для подавляющего числа видов трематод водохранилища (*Echinochasmus perfoliatus, Tylodelphys clavata, Diplostomum spathaceum, D. paracaudum, Posthodiplostomum cuticola, Sanguinicola* sp.*, Clinostomum complanatum*) промежуточными хозяевами в их циклах развития служат лимнеиды. Среди указанных трематод водоема-охладителя экстенсивность инвазии *E. perfoliatus* у красноперки, горчака, густеры, уклейки составляет 5-8%, интенсивность инвазии 1-12 экз. [94].

Диплостоматиды паразитируют у рыбоядных птиц, поэтому заражение ими рыб носит локальный характер и связано с колониями этих птиц. Многолетняя динамика метацеркарий рода *Diplostomum* в Кучурганском водохранилище демонстрирует их высокую численность, что является следствием процессов эвтрофикации водоема, его зарастания и, как следствие, увеличения численности моллюсков. Высокая численность лимнеид в совокупности с количеством рыбоядных птиц создают благоприятные условия для существования и распространения паразитов в водоеме-охладителе [348].

Фауна цестод Кучурганского водохранилища в основном включает виды, развивающиеся через копеподитную группу зоопланктона и только *Caryophyllaeus brachycollis, C. laticeps* и *Khawia sinensis* в качестве первого промежуточного хозяина используют олигохет: *Tubifex* sp., *T. tubifex, Psammotycte* sp., *Limnodrillus* sp., *L. udekemianus.* Богатое видовое разнообразие и высокая численность олигохет в донной фауне Кучурганского водохранилища благоприятствуют развитию популяций ленточных червей, жизненные циклы которых сопряжены с бентосными олигохетами [207, 348].

Паразитофауну скребней, паразитирующих у рыб Кучурганского водохранилища, формируют 4 вида: *Pomphorynchus laevis, Pseudoechinorhynchus borealis, Acanthocephalus*

anguillae и *A. lucii.* В отличие от других систематических групп паразитов, акантоцефалы используют в своих жизненных циклах узкий круг промежуточных хозяев, роль которых для скребней, живущих в половозрелом состоянии в водных позвоночных (рыбах, амфибиях, в водоплавающей птице), играют главным образом ракообразные. В Кучурганском водохранилище-охладителе личиночные стадии скребней проходят развитие в гаммаридах *Dikerogammarus haemobaphes*, *D. villosus, Pontogammarus robustoides, P. crassus*, а также в водяных осликах *Asellus aquaticus* [348].

Из всего многообразия паразитофауны Кучурганского водохранилища, цикл развития которой происходит с участием организмов зообентоса, наибольшее количество видов отмечено для трематод – 61% и нематод – 18%, что обусловлено, с одной стороны многообразием и большой численностью промежуточных хозяев – моллюсков и олигохет, а с другой стороны, широким спектром организмов зообентоса, вовлекаемых в жизненные циклы конкретного вида гельминтов (рис 4.3).

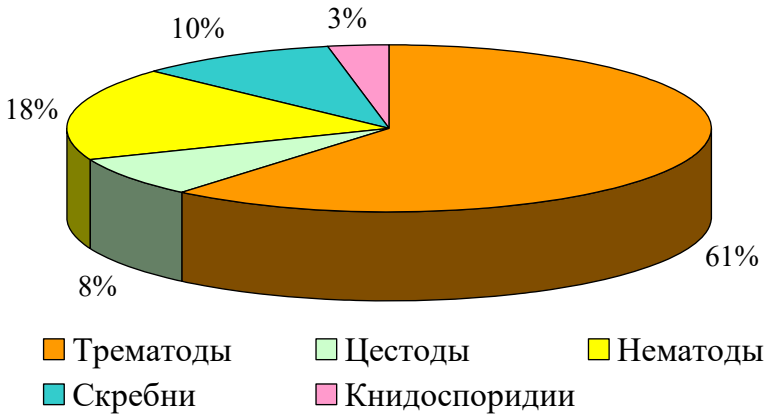


Рис. 4.3. Многообразие паразитофауны Кучурганского водохранилища, цикл развития которой происходит с участием организмов зообентоса

Богатство видового состава и высокая численность паразитофауны Кучурганского водохранилища, вовлекающей в реализацию своих жизненных циклов организмы зообентоса, находятся на стабильном уровне и имеют тенденцию сохранения в будущем во многом благодаря разнообразию видового состава и высокой численности зообентоса водоема-охладителя.

Организмы зообентоса, будучи видами-вселенцами в новых экосистемах, играют важную функцию и в распространении паразитарных инвазий, существенно расширяя их ареал. Особое значение приобретает зообентос в распространении узкоспецифичных паразитов, как, например трематод *Phyllodistomum folium, Apophallus donicus, A. muehlingi, Nicolla skrjabini.*

Среди активно расширяющих свой ареал понто-каспийских организмов зообентоса, большой способностью к «ареальной экспансии» обладает моллюск *Lithoglyphus naticoides*, который к концу XIX в. проник в устья основных рек Прибалтики и в опресненные заливы Балтийского моря, стал активно расселяться по водоемам Западной Европы, постепенно становясь обычным компонентом экосистем внутриконтинентальных водоемов, в том числе и водохранилищ-охладителей. Так в начале 2000-х годов в водоем-охладитель Лукомльской ГРЭС наряду с *D. polymorpha* попал и *L. naticoides*. Вместе с литоглифом, как со своим промежуточным хозяином, распространились и узкоспецифичные паразиты - трематоды *Nicolla skrjabini*, *Apophallus muehlingi*, *Apophallus (Rossicotrema) donicus*. Аналогичным образом в озеро Лукомское вместе с дрейссеной попал *Phyllodistomum folium*. В свою очередь, узкоспецифичные паразиты, обнаруживаясь на стадии мариты в рыбоядных птицах или млекопитающих, служат наиболее заметной биологической «меткой» появления моллюсков в новом водоеме [348].

В водохранилищах-охладителях в сравнении с водными объектами с естественным термическим режимом наблюдается более богатый видовой состав паразитофауны, в том числе использующий в своих жизненных циклах организмы зообентоса. Паразитофауна водоемов-охладителей характеризуется высокой степенью экстенсивности и интенсивности инвазий как на уровне окончательных, так и промежуточных хозяев. Зообентос играет важную роль в развитии и распространении паразитарных сообществ водных объектов, как с естественным, так и с трансформированным термическим режимом.

4.3. Инвазивные виды донных беспозвоночных водохранилищ Днестра.

В мировой гидробиологии все большую актуальность приобретает проблема антропогенного вселения в водные экосистемы чужеродных видов организмов. Появление в водных экосистемах новых видов, именуемых «вселенцами» или «чужеродными» («invaders», «aliens», «exotic species», «non-native species»), может быть связано с их самопроизвольным распространением, а также с активностью человека, приводящей к интродукции или антропогенной инвазии организмов. Резкое увеличение темпов расселения чужеродных видов в последние десятилетия обусловлено, в первую очередь, антропогенными факторами. Интродукции чужеродных видов могут быть как случайными, так и преднамеренными, предпринятыми в целях акклиматизации «хозяйственно ценных» видов [192]. После антропогенного загрязнения среды, инвазии

чужеродных видов в глобальном масштабе являются второй по значимости причиной вымирания аборигенных видов и снижения биоразнообразия [6].

В Молдове, как и в большинстве других стран, появление чужеродных видов гидробионтов прямо или косвенно связано с антропогенной деятельностью: гидростроительством, развитием аквакультуры, навигацией [98, 99, 215, 263].

Чужеродные виды – это виды, преодолевшие географический барьер и обнаруженные за пределами естественного ареала, не измененного деятельностью человека в историческое время. Этим временем считается вторая половина Голоцена (начало Голоцена – 10 тыс. лет назад, конец ледникового периода), т.е. до того как человеческая деятельность стала приводить к трансформации ландшафтов и перемещению различных товаров на значительные расстояния [6].

Вселение чужеродных видов животных и растений в природные сообщества в результате человеческой деятельности представляет собой своего рода «биологическое загрязнение» [310]. Такое «биологическое загрязнение» сравнимо по своим последствиям с другими видами загрязнения, а в ряде случаев ущерб окружающей среде от видов-вселенцев значительно превышает отрицательные последствия всех других антропогенных факторов [192]. В отличие от большинства загрязняющих веществ, которые в водных экосистемах обычно разрушаются в ходе процессов самоочищения и поддаются эффективному контролю со стороны человека, успешно вселившиеся чуждые организмы могут размножаться и распространяться в окружающей среде часто с непредсказуемыми и необратимыми последствиями. Оказавшись в новой среде, где нет сдерживающих их развитие факторов в виде конкурентов, паразитов и хищников, виды-вселенцы часто достигают массового развития и могут стать проблемой для местных видов. Чужеродные виды могут подавлять или полностью вытеснять местные виды в результате конкуренции или выедания, что приводит к упрощению структуры сообщества и снижению его устойчивости к внешним воздействиям. Вселение чужеродных видов может способствовать ухудшению качества воды, а также распространению паразитов и болезней, в том числе опасных для человека [4].

В поверхностных водах Европейского континента происходят нежелательные изменения в водных сообществах, вызванные как самораспространением чужеродных видов по гидрографической сети, так и в результате намеренных интродукций в так называемых «рыбохозяйственных» целях. Как правило, намеренные интродукции чужеродных организмов приводят к негативным последствиям как для рыб, так и для других компонентов водных экосистем. Вселение «хозяйственно ценных» видов

сопровождается занесением малоценных и опасных чужеродных видов, паразитов и болезнетворных организмов («попутная акклиматизация»). Таким образом, например, в водоемы Европейской части России был занесен амурский ротан (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877), который известен своей способностью полностью вытеснять местные виды рыб. Сейчас эта рыба широко распространяется по водоемам и наносит очень серьезный вред природным сообществам [192].

Чрезвычайно серьезные экологические и экономические последствия наблюдались в результате заноса в Великие Североамериканские озера с балластными водами дрейссены *Dreissena polymorpha*, что привело к вытеснению многих местных видов двустворчатых моллюсков [359] и вызвало серьезные изменения даже на экосистемном уровне. Дрейссена в Великие Североамериканские озера была занесена в середине 1980-х гг. Эта инвазия привела к катастрофическим изменениям в водных экосистемах бассейна Великих озер. Только прямые затраты на борьбу с последствиями этой инвазии составляют здесь ежегодно около 500 миллионов долларов, причем основные затраты приходятся на очистку труб водозаборных сооружений, в том числе атомных станций, от обрастаний дрейссены. Следует отметить, что общие экономические потери от вселения в США всего 15 чужеродных видов на ближайшие 50 лет были оценены в 100 миллиардов долларов, причем эти цифры считаются заниженными и не учитывают последствия новых интродукций [310].

Поверхностные воды Республики Молдова относятся к Палеарктической области и к Понто-Каспийской солоноватой области, эстуарные районы которой дают большое число иммигрантов близкородственных и экологически сходных видов [98]. Помимо понто-каспийских видов, автохтонных для Кучурганского водохранилища, инвазивную донную фауну двух водохранилищ представляют Североамериканские и Юго-Восточноазиатские виды (табл. 4.6). Доля понто-каспийских и инвазивных видов в зообентосе Дубоссарского водохранилища 16%, Кучурганского - 21,4% (рис. 4.4).

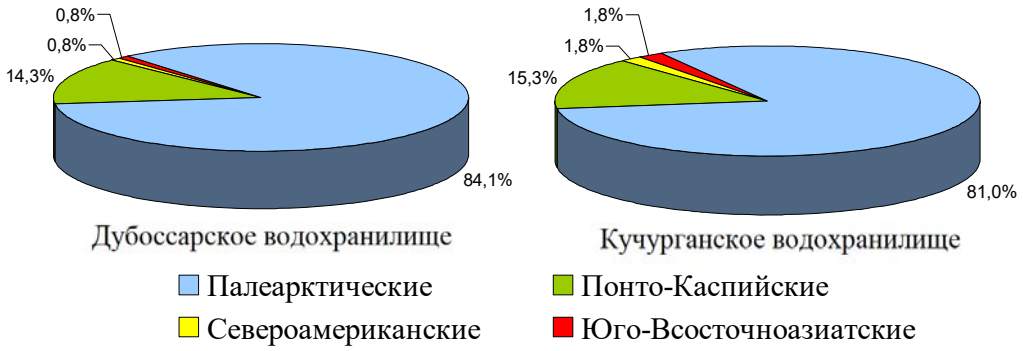


Рис. 4.4. Генезисная структура зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ

Таблица 4.6. Автохтонные и инвазивные виды макробеспозвоночных бентоса Дубоссарского (ДВ) и Кучурганского (КВ) водохранилищ

№	Таксон	ДВ	КВ	Пути интродукции (инвазии) *	Естественный ареал**	Время интродукции (инвазии)***
	Annelida: Polychaeta					
1	*Hypania invalida* (Grube, 1960)	+	+	R	ПК	A
2	*Hypaniola Kowalewskyi* (Grimm, 1877)	-	+	R	ПК	A
	Annelida: Oligochaeta					
3	*Branchiura sowerbyi* (Beddard, 1892)	+	+	C	ЮВА	L
	Mollusca: Bivalvia					
4	*Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897)	+	+	R	ПК	L
5	*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)	+	+	R	ПК	A
6	*Hypanis pontica* (Eichwald, 1838)	-	+	R	ПК	A
7	*Hypanis colorata* (Eichwald, 1829)	-	+	R	ПК	A
	Mollusca: Gastropoda					
8	*Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758)	+	+	R	ПК	A
9	*Theodoxus transversalis* (Pfeiffer, 1828)	+	+	R	ПК	A
10	*Lithoglyphus naticoides* (Pfeiffer 1828)	+	+	R	ПК	A
11	*Physa acuta* (Draparnaud, 1805)	+	-	T	СА	L
12	*Physella integra* (Haldeman, 1841)	-	+	T	СА	L
13	*Caspia gmelini* (Clessin & Dybowski, 1887)	+	+	R	ПК	A
14	*Ferrissia fragilis* (Tryon, 1863)	-	+	T	СА	L
15	*Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843)	-	+	T	ЮВА	L
	Crustacea: Amphipoda: Corophiidae					
16	*Corophium curvispinum* (Sars,1895)	-	+	R	ПК	H A
17	*Corophium maeoticum* (Sowinsky,1898)	-	+	R	ПК	H A
	Crustacea: Amphipoda: Gammaridae					
18	*Dikerogammarus haemobaphes* (*Eichwald***,** 1841)	+	+	R	ПК	A
19	*Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894)	+	+	R	ПК	A
20	*Pontogammarus robustoides* (Sars,1894)	+	+	R	ПК	A
21	*Pontogammarus crassus* (Sars, 1894)	+	+	R	ПК	A
22	*Pontogammarus obesus* (Sars, 1894)	+	-	R	ПК	A
23	*Chaetogammarus tenellus* (Sars, 1914)	+	-	R	ПК	A
24	*Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1898)	-	+	R	ПК	A
25	*Chaetogammarus warpachowskyi* (Sars, 1894)	-	+	R	ПК	A
	Crustacea: Cumacea					
26	*Pterocuma pectinata* (Sowinsky, 1893)	+	+	R	ПК	A
27	*Stenocuma cercaroides*(Sars, 1894)	+	+	R	ПК	A
28	*Caspiocuma campylaspoides* (Sars,1897)	-	+	R	ПК	H A
29	*Schizorhynchus scabriusculus* (Sars, 1894)	-	+	R	ПК	A
	Crustacea: Mysida					
30	*Paramysis lacustris* (Czerniavsky,1882)	+	+	R	ПК	H A
31	*Limnomysis benedeni* (Czerniavsky, 1882)	+	+	R	ПК	H A
32	*Katamysis warpachowskyi* (Sars, 1893)	+	+	R	ПК	H A
	Crustacea: Decapoda: Palaemonoidea					
33	*Macrobrachium nipponense* (de Haan, 1849)	-	+	C	ЮВА	L
	Crustacea: Decapoda: Panopeidae					
34	*Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841)	-	+	T	СА	L

Пути интродукции* - *T – трансокеаническая интродукция/инвазия, C – континентальная интродукция/инвазия, R – региональная интродукция/инвазия.*

Естественный ареал* - *ПК – Понто-Каспий, СА – Северная Америка, ЮВА – Юго-восточная Азия*

Время интродукции ** - *A – до 1800 г., H – историческая интродукция, после 1800 г., L – после 1980 г.*

В прошлом чужеродные виды намеренно вселялись в водоемы Молдовы в целях улучшения кормовой базы для рыб и повышения рыбопродуктивности (намеренная интродукция). Это такие виды понто-каспийских ракообразных, как *Corophium curvispinum*, *Corophium maeoticum*, *Gmelina pusilla*, *Gmelina costata*, *Dikerogammarus haemobaphes*, *Dikerogammarus villosus*, *Pontogammarus robustoides*, *Pterocuma pectinata*, *Stenocuma cercaroides*, *Caspiocuma campylaspoides*, *Paramysis lacustris*, *Limnomysis benedeni*, *Katamysis warpachowskyi* [99].

Для улучшения кормовой базы Кучурганского водохранилища в 1986 г. в него была интродуцирована из водохранилища-охладителя Березовской ГРЭС восточная креветка *Macrobrachium nipponense* De Haan, 1849. К концу 1987 г. численность ее популяции в водохранилище оценивалась в 0,6 млн. экз., а в 1988 г. она возросла почти до 1,5 млн. экз. Благодаря благоприятным экологическим условиям обитания темп роста креветки в Кучурганском водохранилище оказался выше, чем в материнских водоемах Юго-Восточной Азии и водоеме-охладителе ТЭС Белорусского полесья. Максимальный показатель массы самцов в возрасте 2,5 года в популяции достигает 4,5-5,7 г при длине тела 9,6-10,5 см, а самок 6,6-8 г при длине тела 7,9-8,8 см [211]. Проведенные нами исследования современного состояния популяции *Macrobrachium nipponense* Кучурганского водохранилища показали, что креветка устойчиво заняла свою нишу в биоценозе водоема-охладителя. Длина тела креветок из Кучурганского водохранилища без клешней варьирует в пределах 3-8 см со средней длиной 5,37±0,02 см (рис. 4.5).

Значение биомассы одной особи варьирует в пределах 0,2-4,85 г со средним значением 2,0±0,013 г. В популяции пресноводной креветки преобладают мужские особи [192]. Исследования морфо-анатомического диморфизма *M. nipponense* Кучурганского водохранилища выявили высокую потенциальную репродуктивную способность у самок и у самцов этого вида, что также способствовало ее успешной акклиматизации [276].



Рис. 4.5. Креветка *Macrobrachium nipponense* из Кучурганского водохранилища

В 2013 г. в русле Днестра в районе г. Тирасполь нами впервые были пойманы несколько экземпляров *M. nipponense*. Таким образом, спустя 27 лет с момента интродукции креветки в Кучурганское водохранилище, она смогла не только акклиматизироваться в водоеме-охладителе, создать устойчивую популяцию, но и адаптироваться к пониженным температурам, что дало ей возможность проникнуть в р. Турунчук и, поднявшись вверх по течению, попасть в Днестр, дойдя до г. Тирасполь. С помощью инструментов приложения Google карты установлено, что расстояние, которое преодолели креветки от Кучурганского водохранилища до Тирасполя, составило 70 км, или 2,5 км в год [211, 349]. Таким образом, наличие креветки в русле Днестра дает основание полагать о возможности ее успешной акклиматизации и в Дубоссарском водохранилище. Т.к. естественным препятствием ее проникновения в водохранилище служит плотина Дубоссарской ГЭС, ее интродукция возможна только путем вселения.

Среди видов вселенцев донной фауны Кучурганского водохранилища нами впервые в нем отмечены 2 новых вида, которые ранее в водоеме не отмечались - дрейссена бугская *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) (рис. 4.6) в 2004 г. [187, 193, 215] и североамериканский грязевой краб *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) в 2016 г. [217, 270, 349, 351].

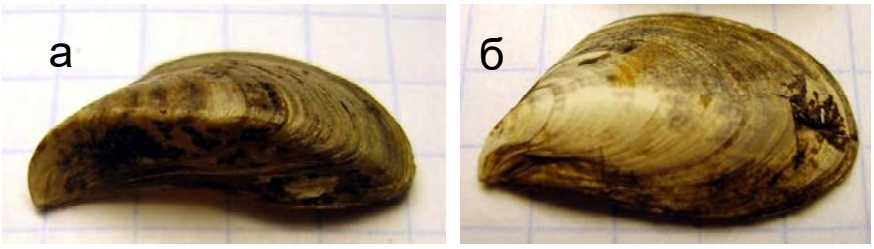


Рис. 4.6. *D. polymorpha* (а) и *D. bugensis* (б) Кучурганского водохранилища

Устоявшиеся представления о *D. polymorpha*, как о мелководном и тепловодном, а о *D. bugensis* - как об относительно глубоководном и холодноводном виде, ошибочны [335]. Вероятно, этим и объясняется заселение Кучурганского водохранилища дрейссеной бугской. Предполагаем, что *D. bugensis* могла попасть в водохранилище в виде пелагических личиночных стадий во время водообмена с р. Турунчук [193, 194].

Если *D. polymorpha* постепенно переселяясь из морей в лиманы, пресноводные озера и реки Азово-Черноморского бассейна, начиная с XIX века начала свое расселение по миру, то *D. bugensis* только в середине прошлого века начал расселяться в пресноводных водоемах Украины. В бассейн Днестра дрейссена бугская первоначально вселилась через его верхний участок, а затем спустилась вниз по течению. В настоящий момент она заселила уже дельту Днестра и Днестровский лиман [142]. Регистрируемое

проникновение *D. bugensis* в пресные воды является повторным возвращением в пресные водные массы и должно сопровождаться видообразовательным процессом, если олигогалинные водные массы в Азово-Черноморском бассейне будут более устойчивы во времени и пространстве [143].

Для оценки роли дрейссенид в формировании структуры ассоциаций бентосных организмов, а также соотношения *D. polymorpha* и *D. bugensis* (инвазивного вида) нами были проведены исследования численности, биомассы и размерно-возрастного состава этих видов в друзах [99]. Одновременно фиксировались и количество ассоциированных видов в друзах дрейссенид в Кучурганском и Дубоссарском водохранилищах и на различных субстратах: раковинах других моллюсков, тростнике, камнях (рис. 4.7).

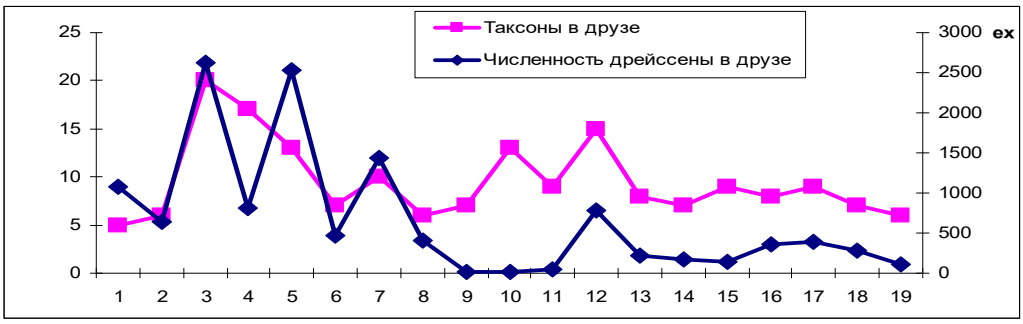


Рис. 4.7. Соотношение численности дрейссен в друзах и количества ассоциированных видов (таксонов); 1-19 - количество обследованных друз дрейссен. 1-8 – Кучурганское водохранилище, 9-19 – Дубоссарское водохранилище. В друзе № 3 численность дрейссен уменьшена в 10 раз – 26304 экз./10.

Наибольшее количество таксонов (до 20), отмечено в самых больших друзах Кучурганского водохранилища. Всего в исследованных друзах было идентифицировано 40 таксонов бентосных беспозвоночных: Spongia; Nematoda; Gastropoda - *Theodoxus fluviatilis, Viviparus viviparus, Lithoglyphus naticoides, Bithynia tentaculata, Caspia gmelini, Potamopyrgus antipodarum, Planorbis (Armiger) crista, Physa fontinalis, Lymnaea sp. juv., Valvata piscinalis;* Oligochaeta - *Nais* spec. none, *Stylaria lacustris, Tubifex* sp.div; Hirudinea - *Glossiphonia complanata, Piscicola geometra;* Crustacea - Osrtacoda, *Cypridopsis vidua,* Gammaridae - *Dikerogammarus villosus, Dikerogammarus bispinosus, Dikerogammarus haemobaphes, Chaetogammarus sp., Chaetogammarus warpachowskyi, Iphigenela sp.,* Corophiidae - *Corophium robustrum, Corophium curvispinum;* Trichoptera - *Ecnomus tenellus;* Chironomidae - *Chironomus plumosus, Chironomus thummi, Chironomini* Gen. sp., *Diamesa insignipes, Tanytarsus sp., Orthocladius sp.,* Culicidae.

Максимальная численность и биомасса беспозвоночных в исследованных друзах отмечена на тростнике среднего участка Кучурганского водохранилища, которые составили для всех таксонов 31890 экз. и 6651 г, из которых 2944 экз. – *D. bugensis* (9,2%

общей численности друзы) и 23360 экз. - *D. polymorpha* (73,2%) соответственно. Численность 18 других таксонов бентосных беспозвоночных в данной друзе дрейссенид составила 17,5% общей численности друзы, из них наиболее массово были представлены корофииды - 4296 экз. (13,5%) и гаммариды 936 экз. (3%), здесь же было обнаружено и 34 экз. еще одного чужеродного вида моллюсков *Potamopyrgus antipodarum.* Наименьшая численность в друзе – 35 экз. гидробионтов.

Исследования показали, что только в четырех из 19 друз преобладала *D. bugensis*. В одной численность *D. bugensis* составила 708 экз. и 104 экз. *D. polymorpha*; в другой *D. bugensis* - 2224 экз., и 304 экз. *D. polymorpha*; в третьей 480 экз. *D. bugensis* и 294 экз. *D. polymorpha*; в четвертой - 187 и 172 экз. соответственно. Соотношение численности и биомассы *D. bugensis* во всех исследованных составило 0-86% и 0-92% соответственно.

Максимальная длина живых экземпляров *D. polymorpha* достигала 30,79 мм, *D. bugensis* - 26,32 мм, средние размеры в друзах у *D. polymorpha* - 6,3-10,2 мм, у *D. bugensis* - 5,8-13,2 мм, минимальные размеры – 1 мм. Следовательно, в популяциях дрейссенид преобладают особи, потребляемые рыбами малакофагами, с длинной раковины до 15 мм и возрастом до 2-х лет.

В друзах с преобладанием *D. bugensis,* также как и в друзах с преобладанием *D. polymorpha* наиболее массово, среди других таксонов, были представлены корофииды - до 48,6% и гаммариды - до 12% общей численности гидробионтов друзы, а олигохеты не более 1,4%. В друзах дрейссенид имело место увеличение численности ракообразных, более требовательных к содержанию кислорода и снижение количества олигохет, по сравнению с обычными донными пробами. Это подтверждает роль дрейссенид не только в формировании с амфиподами биотических отношений типа комменсализма, но и кондиционировании среды за счет фильтрационной деятельности [99].

В марте 2016 г. в Кучурганском водохранилище нами впервые был пойман первый экземпляр североамериканского краба *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) (рис. 4.8). Второй экземпляр краба был пойман в зоне водозаборов Молдавской ГРЭС в сентябре 2017 г. Ранее этот вид в водоемах на территории Молдовы и не отмечался [217, 350].

Биология, экология и распространение *Rhithropanopeus harrisi.* Карапакс почти квадратный, выпуклый в средней части, передний край слегка наклонен вниз, длина составляет примерно 3/4 ширины; задняя половина более плоская по сравнению с передней. Передний край карапакса прямой, разделен выемкой на две лопасти с гранулированным краем. Переднебоковой край карапакса с четырьмя шипами. Глазная орбита окаймлена мелкими тупыми зубчиками. Наружная поверхность клешни первого

переопода гладкая, по верхнему краю с двумя продольными тупыми гребнями. Подвижный палец сильно изогнут, внутренние края пальцев клешни с тупыми зубцами.



Рис. 4.8. *Rhithropanopeus harrisi* из Кучурганского водохранилища

Карапакс и переоподы окрашены от темно-коричневого до светло-коричневого цвета. Местами карапакс черный или вишневый. Некоторые экземпляры имеют желтую окраску по бокам с переходом в черный цвет к задней части. Встречаются особи каштанового цвета или пепельно-песочные. С нижней стороны крабы, как правило, светлее. Наибольшая длина карапакса достигает 17 мм при ширине 20 мм [87].

Rh. harrisii живет, главным образом, на илистых и песчано-илистых грунтах, обычно почти целиком зарывается в грунт. Вследствие малой подвижности легко обрастает прикрепленными гидробионтами. Роет норки под камнями и корнями растений или пользуется чужими [270]. По отношению к солености воды краб отличается широким пределом толерантности от 0,5 до 15‰. Тем не менее, он не может размножаться в пресной воде, поскольку его личинки не могут выжить при солености менее 2,5‰. При своей эвригалинности, в чистой пресной воде *Rh. harrisii* может выжить только короткий период времени [343]. В Польше краб был найден в водоемах с минерализацией 5-7‰ [344]. Если ранее утверждалось, что в отличие от взрослых особей личинки этого вида менее резистентны к низкой солености (до 4,0‰), то недавнее открытие размножающихся популяций *Rh. harrisii* в пресноводных водоемах Техаса показали наличие беременных самок, обилие молоди и личинок при солености 0,5‰ [303]. Наряду с эвригалинностью, крабы отличаются и эвритермностью. Взрослые особи и личинки способны выдерживать широкий диапазон температур от 7° до 35 °С [270, 313].

Плодовитость краба довольно высокая. Самки производят от 1300 до 5000 яиц, которые развиваются в течение 15-19 дней, а одна самка может давать до 4 выводков от одного спаривания. Продолжительность жизни голландских крабов в аквариумных условиях составляет около 3-5 лет [270]. Краб является полифагом. Пищевой рацион в

большой степени зависит от его местообитания. Питается краб детритом, животной и растительной пищей. В поисках пищи крабы в основном ползают на дне и резких движений не совершают. Не являясь хорошими охотниками, они, как правило, питаются сидячими и малоподвижными организмы, макрофитами или детритом. В желудках крабов находили остатки зеленых водорослей, амфипод, остракод, полихет, брюхоногих и двустворчатых моллюсков, раковины которых они разрушают клешнями [322].

Ряд особенностей краба, такие, как высокое генетическое разнообразие, высокий уровень физиологической пластичности, малые размеры, скорое репродуктивное созревание и высокая плодовитость, способствовали его быстрой адаптации к новым условиям среды и широкому расселению в качестве инвазивного вида [303]. Вид широко распространен от берегов Северной Америки и восточного побережья Атлантики до Средиземного, Черного, Азовского, Каспийского, Аральского и Балтийского морей. Также встречается в Болгарии, Бельгии, Британских островах, Германии, Дании, Испании, Польше, Португалии, России, Румынии, Украине, Франции [270].

Нативным ареалом *Rh. harrisii* считаются прибрежные районы юго-западного залива Святого Лаврентия (Канада) и Мексиканский залив, где он обитает в солоноватой воде вдоль береговых линий. С развитием судоходства, начиная с конца 1800-х годов к XX веку он вторгся и продолжает распространяться в солоноватые воды, лиманы, береговые линии внутренних морей на территории большей части Европы, Ближнего Востока, Панамы, Венесуэлы, на Тихоокеанском побережье Северной Америки и в Японии [270, 314]. Изначально краб попал в Европу с балластными водами и расселился у берегов Голландии, где впервые был зафиксирован в 1874 г. (Gould, 1841), после чего и получил название «голландский». В начале 30-х годов XX столетия *Rh. harrisii* широко распространился в прибрежных участках шельфов Германии, Дании, Польши и Франции. В это же время краб через Средиземное море проник в Черное море, где впервые был отмечен в Днепровско-Бугском лимане, широко распространился и в других опресненных районах [270]. Краб часто встречается вдоль всего побережья северо-западной части Черного моря, а также в его лиманах: Сасык, Алибей, Шаганы, Днестровском, Сухом, Хаджибейском, Тилигульском и Днепровско-Бугском. В Хаджибейском лимане в связи с постепенным его опреснением краб появился в 1976 г. и в начале 1980-х годов стал здесь весьма многочисленным видом [87]. Из морских лиманов краб начал проникать в дельты рек – Дуная, Днепра, Южного Буга. В начале 1950-х г. он попал в низовья Дуная [261], а с 1970-х годов в низовьях реки уже была зарегистрирована его устойчивая популяция [49].

Большинство популяций североамериканского краба из вод Черноморско-Каспийского региона имеют общее происхождение и отличаются по своей генетической структуре от остальных популяций области интродукции в Европе. Они характеризуются низким генетическим разнообразием, что не препятствует адаптации к различным условиям Чёрного, Азовского и Каспийского морей [141]. Наиболее вероятным путем проникновения краба в Кучурганское водохранилище мог стать его занос на личиночной стадии вместе с рыбопосадочным материалом, а именно с пиленгасом (*Liza heamatocheilus* Temminck & Schlegel, 1845) из Хаджибейского лимана (площадь 70 км^2, длина около 40 км, ширина 3,5 км, глубина 2,5 м, соленость воды 4-15 г/л, природная - 22 г/л). Лиман отделен от Черного моря и не имеет связи с ним [207, 349].

С момента нашей первой находки североамериканского краба в Кучурганском водохранилище возник вопрос перспективы создания устойчивой популяции краба в водоеме и его инвазии в Днестр. [350, 351]. Как отмечено выше, *Rh. harrisii* является эвритермным и эвригалинным видом. Термический режим водохранилища и высокая степень его минерализации находятся в пределах толерантности этого вида, способствующие включению его в структуру гидробиоценоза водоема-охладителя.

В последующие года после первой находки краба в водохранилище при проведении гидробиологических исследований, нам все чаще стал попадаться *Rh. harrisii.* В 2019-2020 гг. в Кучурганском водохранилище были пойманы 56 особей грязевого краба. Все особи были взвешены с точностью до 0,1 г и промерены по 8 морфометрическим параметрам с точностью до 0,1 мм: длина тела без клешней, длина клешни, высота клешни, ширина клешни, ширина карапакса, высота карапакса, длина брюшка, ширина брюшка. Мы установили, что масса крабов варьирует от 0,1 до 4,4 г. Средние морфометрические параметры составили: длина тела без клешней – 14,5 мм, длина клешни – 21,1 мм, высота клешни – 7,5 мм, ширина клешни – 4,9 мм, ширина карапакса – 17,6 мм, высота карапакса – 8,3 мм, длина брюшка – 10,4 мм, ширина брюшка – 8,5 мм [351]. Минимальные и максимальные значения морфометрических параметров *Rh. harrisii* Кучурганского водохранилища представлены в табл. 4.7.

Таблица 4.7. Морфометрические параметры североамериканского краба *Rhithropanopeus harrisi* Кучурганского водохранилища

Параметры	Длина тела без клешней	Длина клешни	Высота клешни	Ширина клешни	Ширина карапакса	Высота карапакса	Длина брюшка	Ширина брюшка	Масса тела, г
минимум	5,6	6,2	2,2	1,3	7	3,1	4,5	3,1	0,1
максимум	19,8	32,8	13,3	10,2	25	13,8	17	14,9	4,4
среднее	14,5	21,1	7,5	4,9	17,6	8,3	10,4	8,5	2,1

Морфометрические параметры особей свидетельствуют о благоприятных условиях обитания краба в Кучурганском водохранилище. Об этом позволяют утверждать линейные размеры крабов. Так максимальная ширина карапакса голландского краба Кучурганского водохранилища составляет 25 мм. Для сравнения этот же максимальный параметр для крабов Таманского залива и реки Вулан составляет 23,9 мм [367]. Данные о размерном составе *R. harrisi* в литературе показывают, что в балтийских водах Польши максимальный размер крабов составляет до 26,0 мм; в Финском заливе – 22,0 мм. Интересно, что в своем нативном ареале распространения (Мексиканском заливе), самцы размером более 18 мм и самки размером более 16 мм не были зарегистрированы [367].

Таким образом, условия обитания грязевого североамериканского краба в водохранилище (термический режим и высокая степень минерализации 1,6-1,9‰, которые находятся в пределах толерантности этого вида) являются благоприятными для этого нового эвригалинного инвазивного вида, о чем свидетельствуют достаточно большие линейные размеры его тела. На основании увеличения численности краба в Кучурганском водохранилище и его линейных размеров, можно утверждать, что этот инвазивный вид вошел в структуру гидробиоценоза водохранилища, где он смог создать устойчивую популяцию [229, 241]. Сможет ли в будущем краб попасть в Днестр, или этому помешает низкая минерализация реки. Возможно, Кучурганское водохранилище останется единственным местообитанием краба на территории Молдовы, хотя, как показал пример креветки *Macrobrachium nipponense*, появившейся в Днестре [211], нельзя исключить его дальнейшей инвазии в русле Днестра. Но в случае его проникновения в Днестр, слабая подвижность этих крабов по сравнению с крупными мигрирующими видами, такими как китайский краб *Eriocheir sinensis* (H. Milne Edwards, 1853), а также личиночной дрейф будут основными факторами, сдерживающими перемещение его вверх по течению [349].

4.4. Роль зообентоса в накоплении и миграции металлов (на примере донных гидробионтов Кучурганского водохранилища).

Изучение биогенной миграции элементов актуально для дальнейшей разработки учения о биосфере [47, 119], развития научных основ биомониторинга, биоиндикации, борьбы с загрязнением водной среды, понимания роли организмов, в том числе водных, в функционировании водных экосистем и в самоочищении воды [154, 155].

Проблема загрязнения экосистем тяжелыми металлами имеет важное значение в поддержании их устойчивости, в том числе для Черноморского бассейна [364], к которому относится и бассейн Нижнего Днестра, включая экосистемы Дубоссарского и

Кучурганского водохранилищ. Особенно остро проблема загрязнения металлами проявляется в Кучурганском водохранилище-охладителе Молдавской ГРЭС. Функционирование ГРЭС и нарушение естественного водообмена, с одной стороны, привели к усиленной эвтрофикации водоема-охладителя, а с другой - к загрязнению экосистемы водохранилища, в том числе донных отложений, молибденом, марганцем, никелем, ванадием, кадмием, свинцом, медью и цинком [60, 62, 146, 148, 369]. Рост концентраций металлов в донных отложениях и воде привел к их накоплению в тканях высших водных растений водохранилища, беспозвоночных и позвоночных гидробионтов, в том числе рыб [63, 164, 222, 226, 233, 263, 264].

Тепловые электростанции представляют собой источник существенного антропогенного воздействия на окружающую среду: атмосферу, почвы и, в большей степени, на водные объекты, выполняющие роль водоемов-охладителей, особенно непроточного типа. Помимо термофикации водоемов и изменения их гидрохимических параметров, объекты теплоэнергетики способствуют загрязнению среды тяжелыми металлами [60, 62, 148, 308, 363]. В настоящее время проблема загрязнения водных систем тяжелыми металлами приобрела глобальный характер [340]. В отличие от загрязнения водных экосистем радионуклидами, подверженных радиоактивному распаду, органических веществ, разрушающихся под воздействием природных факторов и живых организмов, тяжелые металлы в водоемах не разлагаются, мигрируют и накапливаются по различным компонентам трофических уровней, а также в донных отложениях, которые являются их активными накопителями и источниками вторичного загрязнения. Актуальность проблемы загрязнений водных экосистем тяжелыми металлами также обусловлена их токсичностью для гидробионтов, накоплением в продуктах рыболовства и аквакультуры, и негативным воздействием на здоровье человека [148, 340].

Результаты наших исследований содержания металлов (Pb, Ni, V, Mo, Cu, Zn, Cd) в органах и тканях рыб (серебряного карася, пестрого толстолобика и окуня речного) из Кучурганского водохранилища показали, что в максимальных количествах металлы накапливаются в коже и жабрах рыб, кроме меди, концентрация которой оказалась выше в печени рыб. В меньшей степени металлы накапливаются в мышцах и репродуктивных органах. По уровню накопления в теле исследованных видов рыб элементы распределились в ряду: Zn > Cu > Ni > Mo > Pb > V > Cd [222, 233].

Организмам зообентоса принадлежит особая роль в миграции химических элементов в поверхностных водах. Донные беспозвоночные способны образовывать разнообразные экологические связи, они активно перемещаются в пространстве и в

отличие от растений более чувствительны к загрязнению тяжелыми металлами [60, 62, 226, 287, 289]. Поэтому исследование закономерностей аккумуляции металлов донными беспозвоночными имеет немаловажное, как теоретическое, так и практическое значение при изучении экологического состояния поверхностных вод.

Определение уровня загрязненности тяжелыми металлами водных экосистем по их содержанию в гидробионтах является более эффективным, чем прямое определение в воде. Это объясняется тем, что способность гидробионтов концентрировать металлы позволяет получить интегральную оценку среднего содержания элемента за конкретный период времени, в течение которого количество данного металла в воде может очень варьировать [369]. Использование донных беспозвоночных в качестве организмов - индикаторов, аккумулирующих химические элементы наиболее приоритетно, так как они являются конечным или промежуточным звеном трофических цепей. Продолжительность жизненного цикла основной массы макрозообентоса превышает несколько месяцев, поэтому они могут быть использованы в качестве показателей, произошедших изменений химического состава воды и донных отложений за определенный промежуток времени. Следовательно, сообщества донных животных являются приоритетными индикаторами, по которым можно судить о процессах, происходящих в водоеме, в том числе и о тех, которые обусловлены техногенным воздействием [59, 60, 62, 226, 295].

Для изучения динамики накопления металлов донными беспозвоночными Кучурганского водохранилища нами исследовались представители «мягкого» зообентоса - Chyronomidae, Mysidae и моллюски - *Dreissena polymorpha, Lithoglyphus naticoides* и *Viviparus viviparus*. Особая роль в миграции металлов принадлежит моллюскам - фильтраторам, среди которых следует отметить дрейссену.

Накопление ванадия. Ванадий относится «сателлитам» теплоэлектростанций, так как является составной частью твердого и жидкого топлива [60, 62]. Одним из основных источников загрязнения окружающей среды этим металлом являются продукты сгорания жидкого топлива. Среди исследованных бентосных беспозвоночных водохранилища наибольший диапазон колебаний концентраций ванадия выявлен у *Dreissena polymorpha* - 3,2-170 мкг/г абс.сух.массы. У *Viviparus viviparus* - 3,3-57,2 мкг/г абс.сух.массы; *Lithoglyphus naticoides* - 5,5-26,5 мкг/г абс.сух.массы; Chyronomidae - 5,1-65,1 мкг/г абс.сух. массы и у Mysidae - 4,0-8,5 мкг/г абс.сух.массы (приложение 3).

Широкий диапазон концентраций металла обусловлен целым комплексом факторов и, в первую очередь, размерно-возрастными характеристиками гидробионтов. Установлена зависимость степени накопления металлов в организмах зообентоса от массы

их тела [287], кроме того степень накопления элементов зависит также как от параметров среды обитания, так и от интенсивности процессов метаболизма донных беспозвоночных.

На рис. 4.9 представлены максимальные концентрации ванадия (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища.

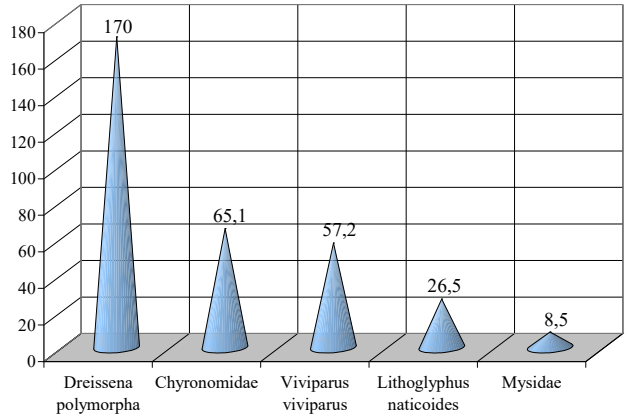


Рис. 4.9. Максимальные концентрации ванадия (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища

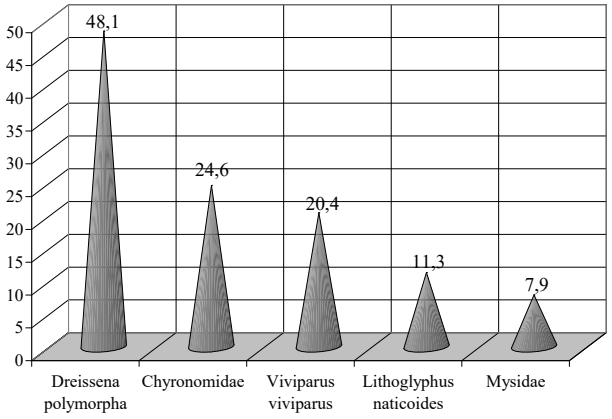


Рис. 4.10. Максимальные концентрации молибдена (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища

Среди исследованных беспозвоночных бентоса наибольшей накопительной способностью по отношению к ванадию обладает дрейссена, как в мягких тканях, так и в пересчете на абсолютно сухую массу тела. Остальные представители зообентоса также активно аккумулируют ванадий, с коэффициентом биологического накопления достигающим значения в 10^5-10^6 [60].

Накопление молибдена. Молибден, наряду с ванадием, является постоянным «спутником» теплоэлектростанций [60]. Основная масса молибдена в Кучурганском водохранилище (более 95%) мигрирует в растворенной форме (в воде) и лишь 5% с взвешенными веществами. Содержание молибдена в воде и его динамика коррелирует с количеством и качеством используемого на станции топлива.

Накопительная способность организмов зообентоса по отношению к молибдену представлена в приложении 3. В наибольших концентрациях молибден содержится в тканях *Dreissena polymorpha* (рис. 4.10) с диапазоном концентраций металла 4,8-48,1 мкг/г абс.сух.массы мкг/г. В теле хирономид содержание молибдена варьирует в пределах 5,6-24,6 мкг/г абс.сух.массы; живородок - 2,8-20,4 мкг/г абс.сух. массы; литоглифов - 2,6-11,3 мкг/г абс.сух.массы и мизид - 5,0-7,9 мкг/г абс.сух.массы.

Накопление свинца. Промышленные выбросы являются главным источником поступления свинца в окружающую среду. Свинец является элементом со слабой степенью миграции, т.к. его соединения плохо растворимы, поэтому он либо

накапливается в почвах (донных отложениях), либо формирует органические соединения [226]. Свинец входит в число самых опасных тяжелых металлов и, накапливаясь в тканях растений и животных, влияет на здоровье населения. Уровень накопления свинца должен быть обязательным показателем при биологическом мониторинге водных и наземных экосистем. Среди донных беспозвоночных гидробионтов Кучурганского водохранилища наибольшие концентрации свинца отмечены в хирономидах (рис. 4.11). Диапазон колебаний концентраций свинца в исследованных беспозвоночных зообентоса составил: для личинок хирономид - 25,6-330,6 мкг/г абс.сух.массы; для *Lithoglyphus naticoides* - 6,6-52,3 мкг/г абс.сух.массы; для мизид - 11,0-45,9 мкг/г абс.сух.массы; для *Viviparus viviparus* - 4,8-24,2 мкг/г абс.сух.массы и для *Dreissena polymorpha* – 2,8-20,9 мкг/г абс.сух.массы.

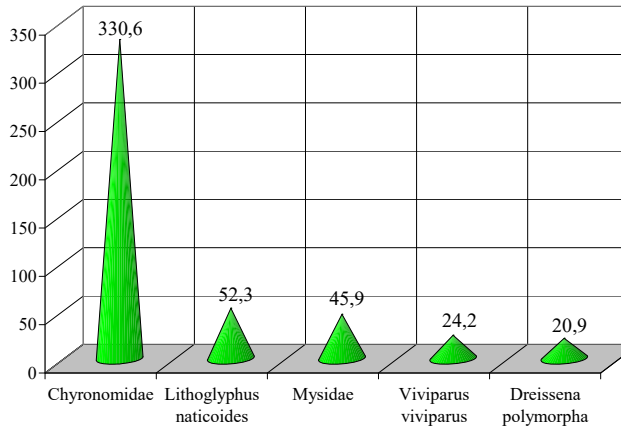


Рис. 4.11. Максимальные концентрации свинца (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища

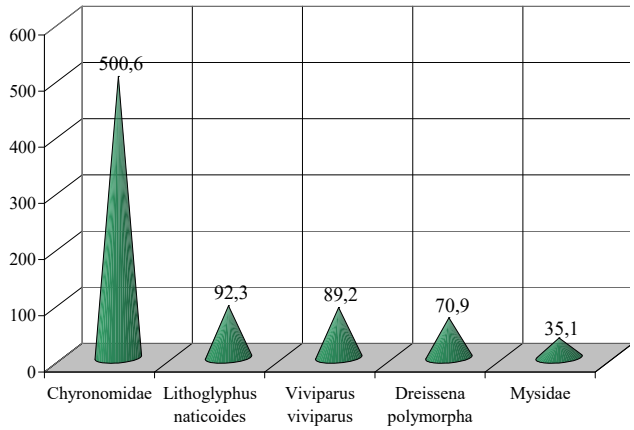


Рис. 4.12. Максимальные концентрации никеля (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища.

Достаточно высокие концентрации свинца в донных гидробионтах свидетельствуют о загрязнении водохранилища-охладителя этим металлом, несмотря на использовании в настоящее время в качестве топлива природного газа. Концентрации свинца в организмах зообентоса близки или выше чем в тот период, когда станция работала на угле на максимальной мощности [287].

Коэффициент биологического накопления свинца в водоеме для донных беспозвоночных достигает величины в 10^4 -10^7. Особо следует также отметить довольно высокое содержание свинца в личинках хирономид - более 300 мкг/г абс.сух.массы беспозвоночных; такие концентрации характерны для загрязненных и грязных водоемов [226].

Накопление никеля. Никель в окружающую среду попадает в основном в результате антропогенного воздействия, главным образом в результате сжигания топлива, в том числе тепловыми электростанциями [148]. В Кучурганском водохранилище

содержание никеля в воде, взвешенных веществах, донных отложения и гидробионтах зависит от функционирования Молдавской ГРЭС. Миграционную способность металла обуславливают тепловая нагрузка на водоем, pH воды и ее удельная электропроводность.

Как и в отношении к накопительной способности свинца, максимальные концентрации никеля отмечены также в хирономидах [227] (рис. 4.12) с диапазоном содержания металла в органах и тканях 25,8-500,6 мкг/г абс.сух.массы (приложение 3).

Остальные донные гидробионты по уровню накопления никеля распределились следующим образом: *Lithoglyphus naticoides* - 30,2-92,3 мкг/г абс.сух.массы; *Viviparus viviparus* – 28,8-89,2 мкг/г абс.сух.массы; *Dreissena polymorpha* – 7,8-70,9 мкг/г абс.сух.массы и Mysidae - 11,2-35,1 мкг/г абс.сух.массы. Коэффициент биологического накопления никеля для донных беспозвоночных достигает величины в 10^5 -10^7.

В настоящее время концентрации никеля в донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища выше, чем в прошлый период функционирования электростанции, когда она работала на твердом топливе [287], что свидетельствует о загрязнении водохранилища-охладителя этим металлом, которое приобрело накопительный характер.

Накопление меди. Медь входит в число наиболее опасных загрязнителей окружающей среды. Источником более 60% меди, попадающей в окружающую среду, является антропогенная составляющая, главным образом промышленные выбросы, сжигание топлива на электростанциях, сельскохозяйственные стоки и т.д. [119]. В Кучурганском водохранилище-охладителе динамика содержания меди в определенной степени зависит от функционирования теплоэлектростанции, но в отличие от молибдена и ванадия она не так явно выражена. В то же время отмечено, что уровень содержания меди в водоотводящих каналах зачастую в 2-3 раза выше, чем в водоподающих [148].

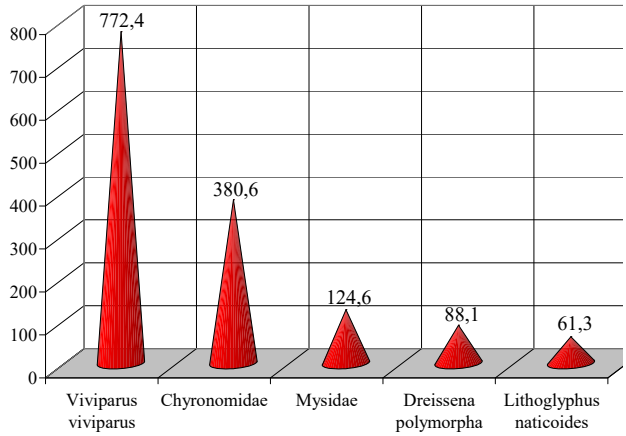


Рис. 4.13. Максимальные концентрации меди (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища.

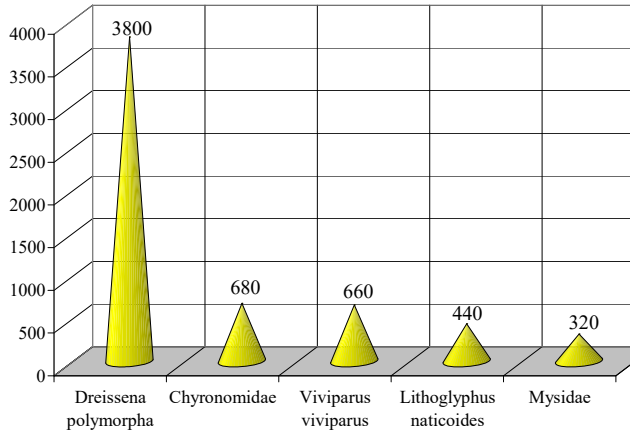


Рис. 4.14. Максимальные концентрации цинка (мкг/г абс.сух.массы) в исследованных донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища

Диапазон колебаний концентраций меди в организмах зообентоса достаточно большой и при максимальной накопительной способности к этому металлу у живородок (рис. 4.13), варьирует у них в пределах 21,8-772,4 мкг/г абс.сух.массы; у хирономид 25,9-380,6 мкг/г абс.сух.массы; у мизид 15,9-124,6 мкг/г абс.сух.массы; у дрейссены - 2,8-88,1 мкг/г абс.сух.массы и у литоглифуса - 12,6-61,3 мкг/г абс.сух.массы (приложение 3). Высокая степень накопления меди в организмах зообентоса Кучурганского водохранилища свидетельствует о загрязненности водоема-охладителя этим металлом, коэффициент биологического накопления которого достигает высоких величины и составляет 10^5-10^6.

Накопление цинка. Максимальная накопительная способность донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища по отношению к цинку, как и по отношению к ванадию и молибдену, в наибольшей степени проявляется у *Dreissena polymorpha* (рис. 4.14). Диапазон колебаний концентраций цинка в организмах зообентоса Кучурганского водохранилища варьирует в широких пределах: у дрейссены - 30,5-3800 мкг/г абс.сух.массы; хирономид - 44,8-680 мкг/г абс.сух.массы; живородок - 45,8-660 мкг/г абс.сух.массы, литоглифуса - 352,0-440 мкг/г абс.сух.массы и у мизид - 50,9-320 мкг/г абс.сух.массы (приложение 3). Достаточно высокий уровень цинка в гидробионтах и коэффициент его биологического накопления (10^5-10^7) свидетельствуют о загрязненности водохранилища этим металлом.

Среди исследованных представителей зообентоса Кучурганского водохранилища, вследствие высоких показателей численности, биомассы и кормовой ценности для рыб, особый интерес представляют хирономиды. По максимальной степени накопления в хирономидах тяжелые металлы распределились следующим образом (рис. 4.15).

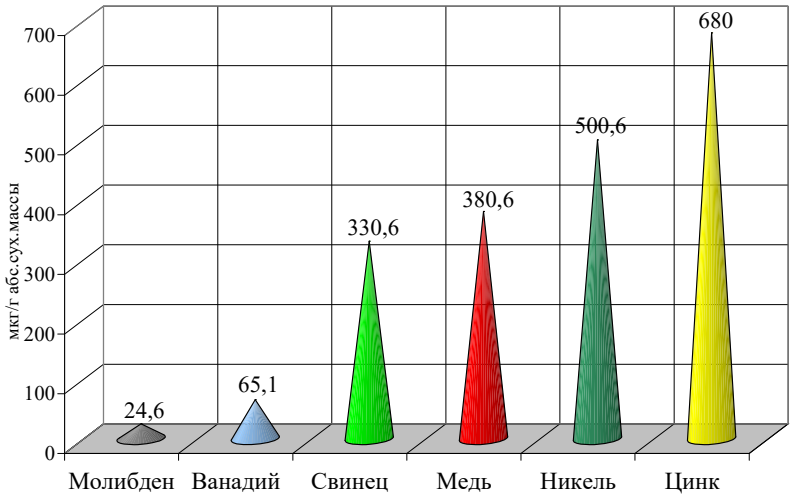


Рис. 4.15. Максимальные концентрации металлов (мкг/г абс.сух.массы) в хирономидах Кучурганского водохранилища

Высокое содержание металлов в органах и тканях хирономид отмечено для свинца (330,6), меди (380,6), никеля (500,6) и цинка (680 мкг/г абс.сух.массы). Такие концентрации характерны для грязных водоемов. Из табл. 4.8 видно, что максимальные концентрации металлов в хирономидах сопоставимы с их максимальными концентрациями в илах – биотопе хирономид водохранилища [148]. Коэффициент биологического накопления свинца для хирономид Кучурганского водохранилища варьирует в диапазоне10^4-10^7, меди 10^5-10^6, а никеля и цинка 10^5-10^7.

Таблица 4.8. Диапазон концентраций тяжелых металлов в воде, илах и хирономидах Кучурганского водохранилища

Металлы	Вода (мкг/л)	Илы (мкг/г абс.сух.массы)	Хирономиды (мкг/г абс.сух.массы)
Ванадий	3,5 - 14,9	130-201	5,1±0,41 - 65,1±5,21
Молибден	2,8-14,9	2,6-14,2	5,6±0,39 - 24,6±1,72
Свинец	2,8-4,8	62-78	25,6±2,05 - 330,6±26,44
Никель	4-6,8	205-230	25,8±2,32 - 500,6±45,05
Медь	1,4-5,4	64,5-166	25,9±2,07 - 380,6±30,44
Цинк	18,4-32,8	180-209	44,8±3,58 – 680±54,4

Учитывая факт того, что хирономиды входят в основу кормовой базы рыб, не могут не вызывать опасения накопления металлов по трофической цепи. Мы установили (табл. 4.9), что в органах и тканях такого бентофага Кучурганского водохранилища, как карася, наибольшие диапазоны концентраций металлов коррелируют с таковыми у хирономид – никеля, меди и цинка.

Хирономиды Кучурганского водохранилища являются одним из основных компонентов зообентоса водоема-охладителя Молдавской ГРЭС, играющего важную роль в формировании кормовой базы водоема. Способность хирономид накапливать большие концентрации металлов в органах и тканях (особенно свинца, меди, никеля и цинка) связана с большими их концентрациями в илах водохранилища и способствует дальнейшей миграции металлов по трофической цепи в органы и ткани рыб.

Таблица 4.9. Диапазон концентраций металлов (мкг/г абс.сух.массы) в органах и тканях карася из Кучурганского водохранилища [222, 233]

Металлы	Мышцы туловища	Гонады	Печень	Жабры	Кожа
Ванадий	2,4-2,8	2-2,2	3,1-3,4	3,6-3,8	3,9-4
Молибден	2,8-3,3	3,2-3,4	4-4,2	5,2-5,4	4,1-4,9
Свинец	2,6-3,5	1,8-2,4	3,8-4,2	4-4,2	3,9-4,1
Никель	12,5-15,6	4,8-5,4	11,6-12,2	9-10,2	13,5-16,8
Медь	5,8-6	13,2-16,4	24,2-28,2	6,2-6,4	14,9-18,1
Цинк	32,2	34,1	30,1	35,1	36,4
Кадмий	0,24-0,27	0,11-0,14	0,32-0,41	0,44-0,57	0,65-0,84

Сравнивая особенности накопления металлов отдельными представителями зообентоса Кучурганского водохранилища (приложение 3, рис. 4.16) мы построили матрицу максимальных и минимальных концентраций металлов в их теле (табл. 4.10).

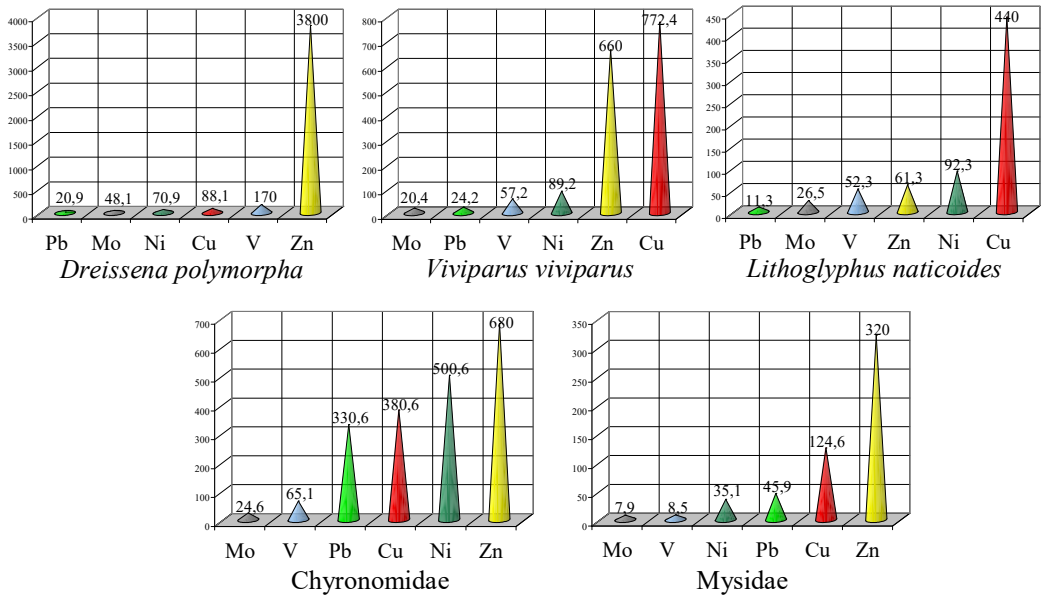


Рис. 4.16. Максимальные концентрации металлов (мкг/г абс.сух.массы) в организмах зообентоса Кучурганского водохранилища

Таблица 4.10. Матрица максимальных (×) и минимальных (○) концентраций металлов в организмах зообентоса Кучурганского водохранилища

Гидробионты	Ванадий	Молибден	Свинец	Никель	Медь	Цинк
Dreissena polymorpha	×	×	○			×
Viviparus viviparus					×	
Lithoglyphus naticoides					○	
Mysidae	○	○		○		○
Chyronomidae			×	×		

Среди исследованных нами организмов зообентоса наибольшей накопительной способностью по отношению к ванадию, молибдену и цинку имеет дрейссена, к меди – живородка обыкновенная, а к свинцу и никелю – хирономиды. Минимальной накопительной способностью к большинству металлов обладают мизиды [226].

Высокие концентрации металлов в донных отложениях Кучурганского водохранилища способствуют их накоплению в организмах зообентоса. Донные беспозвоночные обладают различной степенью накопительной способности по отношению к металлам, которая зависит от их таксономической принадлежности.

Исследованные донные беспозвоночные довольно четко отражают динамику накопления металлов в экосистеме Кучурганского водохранилища и могут выступать в качестве организмов-индикаторов в биологическом мониторинге накопления металлов в поверхностных водах.

4.5. Использование зообентоса в биологическом мониторинге водохранилищ, методологические подходы к оценке экологического состояния водных объектов.

В гидробиологии применяется широкий спектр методов оценки экологического состояния поверхностных вод по биологическим показателям [10, 36, 52, 56, 124, 132, 134, 152, 154, 186, 250, 272, 275, 375]. Из всего спектра методов биоиндикации практическое применение имеют те, которые основаны на имеющихся результатах гидробиологических исследований и могут быть применены к конкретному водному объекту.

На основании результатов исследований донной фауны Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ, оптимальными методами оценки и динамики их экологического состояния были определены следующие [174, 184, 186, 201, 272, 275]: 1) состояние макрозообентоса водохранилищ в различные периоды их функционирования; 2) индекс Карра и Хилтонена (C&HI); 3) индекс Гуднайта и Уитлея (G&WI); 4) индекс Кинга и Балла (C&BI); 5) индекс Ландбека и Сизера (L&SI); 6) BMWP и ASPT индексы. Для Кучурганского водохранилища рассмотрено развитие зообентоса по периодам в соответствии с градацией степени теплового воздействия Молдавской ГРЭС на водоем-охладитель. Остальные показатели для Кучурганского и Дубоссарского водохранилища рассмотрены за период 2011-2021 гг.

Состояние макрозообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды его функционирования

В различные этапы функционирования Кучурганского водохранилища развитие донной фауны находилось в тесной взаимосвязи с уровнем антропогенного воздействия на экосистему водоема-охладителя, главным образом с изменением его термофикации, которая была прямо пропорциональна изменению других абиотических факторов – минерализации, содержанию органических и биогенных веществ [186, 244].

Период естественного термического режима Кучурганского водохранилища (1964-1965 гг.) характеризовался стабильным видовым разнообразием, включавшим около 200 видов донных гидробионтов, значительная часть которых представляла понто-каспийский фаунистический комплекс. Численность и биомасса «мягкого» зообентоса находились на уровне 4293 экз./м^2 и 6,7 г/м^2 (рис. 4.17, 4.18). Постепенное наращивание мощности Молдавской ГРЭС и объемов вырабатываемой электроэнергии повлекло за собой структурные и количественные изменения донной фауны.

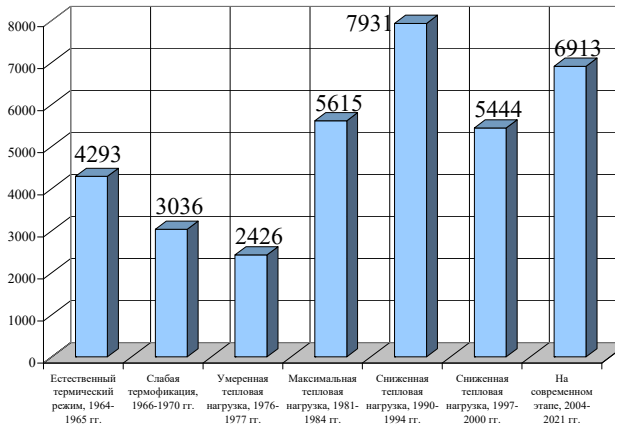


Рис. 4.17. Динамика численности (экз./м^2) «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки

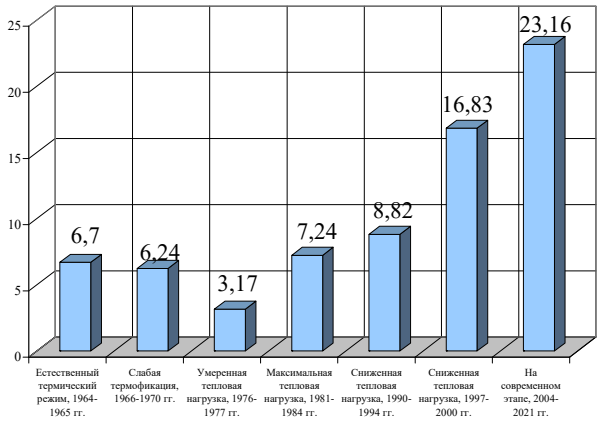


Рис. 4.18. Динамика биомассы (г/м^2) «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки

Период слабой тепловой нагрузки на водоем-охладитель (1966-1970 гг.) характеризовался незначительной реакцией донных гидробионтов на изменение термического режима водохранилища, в большей степени это проявилось на нижнем, наиболее обогреваемом участке водохранилища. В этот период в водоеме-охладителе было отмечено 190 видов беспозвоночных бентоса, из которых 16 % составили понто-каспийские виды [202]. На общем состоянии донной фауны слабый подогрев не оказал сколь существенного воздействия, за исключением отдельных групп гидробионтов, но, тем не менее, численность зообентоса незначительно сократилась. Олигохеты и хирономиды несколько снизили свои продукционные показатели, главным образом за счет стенотермных холодолюбивых видов. Моллюски и высшие ракообразные из числа эвритермных видов на незначительное повышение среднегодовых температур воды отреагировали ростом численности и биомассы своих популяций (рис. 4.19, 4.20).



Рис. 4.19. Динамика численности (экз./м^2) отдельных групп зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки

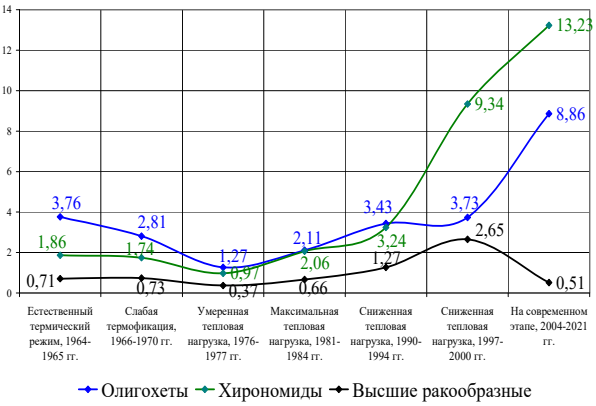


Рис. 4.20. Динамика биомассы (г/м^2) основных групп «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки

Умеренная термофикация водохранилища (1976-1977 гг.) привела к сокращению численности холодолюбивых форм зообентоса, но при этом способствовала развитию эвритермных видов, главным образом из хирономид (*Chironomus plumosus, Leptochironomus tener, Polypedilum bicrenatum* и др.), высших ракообразных (*Dikerogammarus haemobaphes, Corophium maeoticum, Pterocuma pectinata* и др.) и моллюсков, особенно популяции дрейссены [176, 179, 180, 181, 190] (рис. 4.21).



Рис. 4.21. Динамика численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) дрейссены Кучурганского водохранилища в различные периоды тепловой нагрузки

В 1981-1984 гг. термофикация Кучурганского водохранилища достигла максимального уровня за весь период функционирования МГРЭС. В результате этого из состава донной фауны выпали виды с низкой адаптивной способностью к изменению условий обитания в водохранилище, главным образом вторичноводные насекомые. Количество видов зообентоса водохранилища к этому времени уменьшилось до 158 [186]. Существенно сократились распространение и численность понто-каспийских реликтов. Причиной этому послужило заиление водоема и прогрессирующее органическое загрязнение, отрицательно сказывающиеся на развитие чисто пресноводных, оксифильных видов гидробионтов. В тоже время видовой состав донной фауны был искусственно обогащен в результате интродукции нового вида гидробионтов - восточной речной креветки *Macrobrachium nipponense*, условия обитания для которой здесь оказались исключительно благоприятными [192, 211].

На этом этапе функционирования водоема-охладителя продолжился рост численности популяций эврибионтных видов, в основном из числа олигохет. Остальные группы зообентоса, особенно моллюски, сократили свою численность. Это отразилось как на снижении биомассы самих моллюсков, так и всего зообентоса.

Снижение уровня антропогенной нагрузки в 1990-1994 гг. привело к росту количественного развития популяций донных беспозвоночных. Хирономиды, высшие

ракообразные и моллюски в 1,5-2 раза увеличили свою численность (рис. 4.19). Плотность олигохет несколько снизилась, но при этом увеличилась их биомасса (рис. 4.20). На данном этапе развития биоты Кучурганского водохранилища в результате снижения термофикации наблюдалось увеличение числа видов до 190 [186, 244].

Тенденции развития зообентоса при уровне снижения объемов вырабатываемой Молдавской ГРЭС электроэнергии, начавшиеся в 1990-1994 гг., продолжились и на протяжении 1997-2000 гг. [176, 179, 180, 181, 186, 195]. Сократилась численность олигохет, приблизишись к периоду естественного термического режима. Таким образом, снижение термофикации Кучурганского водохранилища:

- способствовало развитию популяций гидробионтов, находившихся ранее в угнетенном состоянии;
- содействовало дальнейшему росту плотности популяций эвритермных видов;
- привело к тому, что часть теплолюбивых видов сократили численность своих популяций.

Предполагаем, что изменение видового состава, а также количественных характеристик зообентоса Кучурганского водохранилища, наряду с прочими факторами, зависит также от трансформации характера грунта водоема. В результате массового развития популяции дрейссены, дно на большей части его акватории оказалось сплошь покрыто пустыми раковинами этого моллюска, вследствие чего характер грунта изменился от илистого к ракушечнику. Масса ракушечника местами доходит до 5 и выше кг/м^2 площади дна Кучурганского водохранилища [176, 186].

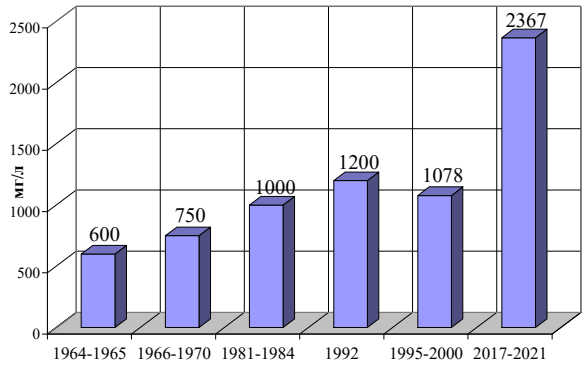


Рис. 4.22. Динамика изменения минерализации воды (мг/л) воды Кучурганского водохранилища

На современном этапе сниженного уровня антропогенной нагрузки на водоем-охладитель, условия обитания гидрофауны приобрели новый качественный уровень, во многом обусловленный сложившимися гидрохимическими условиями, главным

образом повышенным содержанием хлоридов (492,3 мг/л) и сульфатов (1068,6 мг/л), а также высокой минерализацией водоема (2367 мг/л) (рис. 4.22) [72, 167, 168].

Нынешнее гидрохимическое состояние Кучурганского водохранилища является следствием накопительного эффекта в непроточном водоеме-охладителе, несмотря на ежегодно проводимые Молдавской ГРЭС работы по принудительному водообмену, в результате которых закачивается до 24 млн. $м^3$ воды из протоки Турунчук.

Мы установили, что современный этап функционирования экосистемы Кучурганского водохранилища характеризуется, с одной стороны, снижением численности основных групп «мягкого» зообентоса, за исключение олигохет, которые существенно увеличили численность своих популяций, а с другой – значительным ростом биомассы как олигохет, так и хирономид [188, 190, 191, 194, 269]. Численность и биомасса дрейссены на грунтах открытой акватории водохранилища сократилась практически до уровня слабой тепловой нагрузки (1966-1970 гг.) [187, 189].

Динамика количественного развития «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в различные периоды функционирования Молдавской ГРЭС сопровождалась перестройкой видового состава зообентоса с выпадением стенобионтных форм и, как следствие, снижением численности и биомассы бентоса с повышением уровня термофикации водоема-охладителя. К периоду максимальной термофикации водохранилища (1981-1984 гг.) завершился следующий этап структурных преобразований донной фауны, доминирующее положение заняли эврибионтные, в том числе теплолюбивые виды зообентоса, что привело к росту не только численности, но и продукционных характеристик «мягкого» зообентоса. Эти тенденции продолжились в последующие периоды функционирования Молдавской ГРЭС на фоне снижения уровня термофикации Кучурганского водохранилища.

В период снижения тепловой нагрузки на водоем-охладитель (1990-1994 гг.) продолжился рост численности «мягкого» зообентоса, после чего в 1997-2000 гг. имело место ее снижение до уровня периода максимальной тепловой нагрузки на водохранилище (1981-1984 гг.). На современном этапе (2004-2021 гг.) благодаря росту численности олигохет наблюдается незначительный рост численности «мягкого» зообентоса.

Если изменение численности «мягкого» зообентоса имело флуктуирующий характер, то в отношении биомассы прослеживается четкая динамика ее поступательного роста с периода максимальной тепловой нагрузки по настоящее время (рис. 4.21). Рост биомассы зообентоса шел место параллельно с ростом минерализации

водохранилища. Схожие тенденции роста биомассы бентоса от изменения абиотических факторов, в частности от минерализации воды, наблюдаются и в других водоемах, где при увеличении минерализации до 5,6-6,5 г/л биомасса бентоса возрастала, но при увеличении минерализации до 6,4-7,0 г/л она падала в 4-16 раз [13].

Динамические процессы, имевшие место в зообентосе Кучурганского водохранилища на различных этапах термофикации и трансформации водного объекта до начала 2000-х гг., в общем схожи с другими водоемами-охладителями умеренной зоны. Также, как и в водоеме-охладителе МГРЭС, длительный систематический подогрев повысил уровень развития макрозообентоса в целом в водоемах-охладителях Ладыжинской ГРЭС, Криворожской ГРЭС, Трипольской ГРЭС; возрастающая тепловая нагрузка привела к угнетению донной фауны в водоемах-охладителях Чернобыльской АЭС, Южно-Украинской АЭС, Змиевской ГРЭС. Эти же тенденции наблюдались в водоеме-охладителе Конаковской ГРЭС и Кураховской ГРЭС [37, 186].

Процессы, аналогичные наблюдаемым в донной фауне Кучурганского водохранилища в условиях резкого снижения уровня термофикации после 1990 г., характеризующиеся ростом численности и биомассы, особенно «мягкого» зообентоса, в литературе не нашли своего отражения. Кучурганское водохранилище, кроме этого, отличается от других водоемов-охладителей непроточного типа умеренной зоны не только морфометрическими и показателями основных абиотических факторов (табл. 4.11), но и значительным видовым разнообразием донной фауны, которое может служить одним из показателей устойчивости сообществ [7].

Таблица 4.11. Сравнительные морфометрия и основные абиотические факторы Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС и некоторых водоемов-охладителей ТЭС и АЭС Украины

Водохранилище -охладитель	Тип водоема	площадь, км^2	средняя глубина, м	объем, 10^6 м^3	температура, ^{o}C	минерализация, мг/м^2	общий азот, мг/м^2	общий фосфор, мг/м^2
Молдавской ГРЭС	наливной	27,3	3,5	88,0	15,6	750-2367	1,16-1,92	0,111-0,260
Змиевской ГРЭС	наливной	12,5	4,2	53,1	15,8	751-1150	0,29-1,30	0,045-0,153
Зуевской ГРЭС	водохранилище	1,9	2,5	6,68	---	1305-1862	0,26-1,62	0,052-0,157
Криворожской ГРЭС	наливной	15,7	4,5	70,0	19,8	426-644	0,02-4,00	0,020-0,310
Кураховской ГРЭС	водохранилище	15,3	4,1	62,5	21,6	1842-2488	0,01-1,45	0,0-0,110
Ладыжинской ГРЭС	водохранилище	20,8	10,0	151,0	---	457-705	0,40-1,80	0,050-0,350
Чернобыльской АЭС	наливной	21,7	11,4	149,0	15,9	249-350	0,01-3,28	0,010-0,680
Ю-Украинской АЭС	наливной	8,6	8,6	86,0	---	703-4493	0,07-3,08	0,004-0,293

Донную фауну Кучурганского водохранилища представляют около 190 видов гидробионтов, в то время, как для слабо- и непроточных водохранилищ умеренной зоны характерно небольшое видовое разнообразие зообентоса – количество таксонов колеблется в пределах 29-32 (Криворожский, Чернобыльский, и водоем-охладитель Южно-Украинской АЭС), 84 в Кураховском водохранилище [37].

Индекс Карра и Хилтонена (C&HI)

Многолетними исследованиями Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ установлено, что одной из ведущих групп зообентоса, определяющей его численность и биомассу, являются малощетинковые черви. Учитывая данное обстоятельство, мы использовали для биоиндикации, прежде всего, эту группу зообентоса. В табл. 4.12 представлена динамика биоиндикационных индексов качества воды Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ за период 2011-2021 гг. При колебаниях C&HI индекса для Кучурганского водохранилища от 1729 до 5167 и для Дубоссарского водохранилища от 1683 до 3690 (рис. 4.23), среднее его значение для водоема-охладителя Молдавской ГРЭС составило 3051 и 2566 для Дубоссарского водохранилища, что соответствует средней степени загрязнения.

C&HI индекс объективно отражает экологическое состояние водохранилищ и указывает, что Кучурганское водохранилище, вследствие своей непроточности, подвержено более высокому уровню эвтрофикации в сравнении с Дубоссарским.

Таблица 4.12. Биоиндикационные показатели качества воды Кучурганского (КВ) и Дубоссарского (ДВ) водохранилищ (2011-2021 гг.)

Период исследований	Индекс Карра и Хилтонена (C&HI)		Индекс Гуднайта и Уитлея (G&WI)		Индекс Кинга и Балла (C&BI)		Показатель Ландбека и Сизера (L&SI)	
	КВ	ДВ	КВ	ДВ	КВ	ДВ	КВ	ДВ
2011	3394	3372	79,1	67,3	3,24	1,50	0,31	0,71
2012	5167	2584	68,0	66,4	2,08	0,95	0,48	1,07
2013	3388	2334	63,3	71,4	4,83	0,94	0,21	1,06
2014	1779	2055	65,7	67,8	6,91	1,39	0,14	0,72
2015	1729	1683	46,8	70,9	3,20	0,89	0,33	1,13
2016	2240	2550	54,1	64,6	3,88	1,24	0,30	0,87
2017	2379	2193	54,3	62,3	3,25	3,59	0,31	0,31
2018	3887	2370	74,2	61,2	3,05	6,02	0,33	0,17
2019	3874	2023	65,8	59,7	4,21	6,47	0,24	0,18
2020	3404	3373	65,8	74,3	2,85	3,18	0,35	0,32
2021	2323	3690	60,2	73,3	3,92	2,74	0,26	0,37
среднее	**3051**	**2566**	**63,4**	**67,2**	**3,76**	**2,63**	**0,29**	**0,63**



Рис. 4.23. Динамика изменения индекса Карра и Хилтонена (C&HI) Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (2011-2021 гг.)

Индекс Гуднайта и Уитлея (G&WI)

Метод биологической индикации по крупным таксонам Гуднайта и Уитлея (G&WI) позволяет судить о степени загрязнения водоема по отношению численности олигохет к общему числу всех донных организмов. Изначально данный метод предполагал три степени оценки состояния водоема. В последствии градация экологического состояния водоема была расширена до 5 ступеней, а согласно классификатора качества вод [132], степень качества вод оценивается по 6-бальной шкале. Рассчитав G&WI индекс для водохранилищ (табл. 4.15), мы получили среднее значение индекса для Кучурганского водохранилища, равное 63,4 и 67,2 - для Дубоссарского, исходя из чего следует, что качество воды Дубоссарского водохранилища ниже, чем Кучурганского. Это не может соответствовать действительности, на что указывает и оценка качества воды Кучурганского водохранилища [167] по гидрохимическому индексу загрязненности воды (ИЗВ) [105].

Индекс загрязненности воды рассчитывается как сумма приведенных к ПДК фактических значений основных показателей качества воды по формуле:

$$ИЗВ = \sum \frac{Ci}{\text{ПДКi}} \div n \quad (4.1), \text{ где:}$$

Ci – среднее значение определяемого показателя за период наблюдений;

ПДКi – предельно-допустимая концентрация для данного загрязняющего вещества;

n – число показателей, взятых для расчета.

Расчет ИЗВ производился отдельно по 5 показателям ПДК (БПК, хлориды, сульфаты, минерализация, жесткость) для поверхностных вод I, II и III класса качества [373].

Рассчитав среднее значение ИЗВ для Кучурганского водохранилища за период 2017-2021 гг. (табл. 4.13), мы получили значение, равное 5,42 с применением ПДК загрязнителей поверхностных вод I класса, что соответствует качеству вод – «грязные», 3,48 - поверхностных вод II класса и 2,36 - поверхностных вод III класса, что соответствует качеству вод – загрязненные.

Таблица 4.13. Значение индекса загрязненности воды (ИЗВ) Кучурганского водохранилища в 2017-2021 гг.

по показателям ПДК для поверхностных вод	2017	2018	2019	2020	2021	среднее	качество
I класса	6,47	5,76	5,25	4,98	4,66	5,42	грязные
II класса	4,17	3,72	3,35	3,18	2,98	3,48	загрязненные
III класса	2,95	2,23	2,34	2,21	2,07	2,36	загрязненные

Для Дубоссарского водохранилища рассчитать ИЗВ нет возможности, т.к. по аналогичным исследованным гидрохимическим показателям качество воды Дубоссарского водохранилища можно считать удовлетворительным [73].

Принимая во внимание оценку качества воды водохранилищ по индексу загрязненности воды, а также то, что при расчетах G&WI индекса учитывается весь бентос, включая моллюсков, которые в основном представлены дрейссеной, предпочитающей твердые грунты и имеющей мозаичный характер распределения, мы предлагаем при расчетах индекса учитывать численность только «мягкого» зообентоса.

Для оценки экологического состояния Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ по G&WI индексу, рассчитанному отдельно по общему и «мягкому» зообентосу с применением существующих градаций качества воды по этому индексу, составлена табл. 4.14.

Таблица 4.14. Оценка качества воды Кучурганского (КВ) и Дубоссарского (ДВ) водохранилищ по индексу Гуднайта и Уитлея (G&WI)

водохранилище		G&WI индекс	по 6-бальной шкале		по Кафтанниковой и Мартыновой	по Гуднайту и Уитлею
			Класс качества воды	степень загрязненности		
КВ	по общему бентосу	63,4	IV	загрязненные	β-α-мезосапробная	сомнительное
	по «мягкому» бентосу	77,5	V	грязные	α-мезосапробная	сомнительное
ДВ	по общему бентосу	67,2	V	грязные	β-α-мезосапробная	сомнительное
	по «мягкому» бентосу	69,9	V	грязные	β-α-мезосапробная	сомнительное

Таким образом, качество воды, рассчитанное по G&WI индексу для Кучурганского водохранилища соответствует α-мезосапробному, а Дубоссарского водохранилища - β-α-мезосапробному водоему.

Индекс Кинга и Балла (C&BI).

C&BI индекс является показательным для водоемов с органическим загрязнением. Он представляет собой отношение биомассы личинок насекомых к биомассе олигохет. По мере того, как чувствительные к загрязнению виды поденок, ручейников и хирономид переходят в угнетенное состояние либо элиминируются из состава донной фауны, уменьшается и значение C&BI индекса. Минимальное значение индекса соответствует наибольшему загрязнению и, наоборот, при снижении уровня загрязнения имеет место рост индекса.

Среднее значение C&BI индекса для Кучурганского водохранилища составило 3,76, а для Дубоссарского – 2,63 (табл. 4.12), что указывает на то, что Дубоссарское водохранилище более подвержено органическому загрязнению, чем Кучурганское. Считаем, что данное заключение не в полной мере соответствует действительности. Во-первых, в зообентосе Дубоссарского водохранилища поденки и ручейники встречаются гораздо чаще, чем в Кучурганском. Во-вторых, низкое значение C&BI для Дубоссарского водохранилища в 2011 г. обусловлено высокой биомассой олигохет, значения которой были в 2-3 раза выше, чем в последующие годы. И, в-третьих, значения показателя БПК, одного из важнейших критериев уровня загрязнения водоемов органическими веществами, для Дубоссарского водохранилища составляет 1,66 мг O_2/л против 3,21 мг O_2/л для Кучурганского водохранилища.

Динамика изменения C&BI индекса двух водохранилищ (рис. 4.24) демонстрирует его более широкую амплитуду для Дубоссарского водохранилища с большим отклонением от среднего значения (±2,02), чем для Кучурганского водохранилища (±1,27).

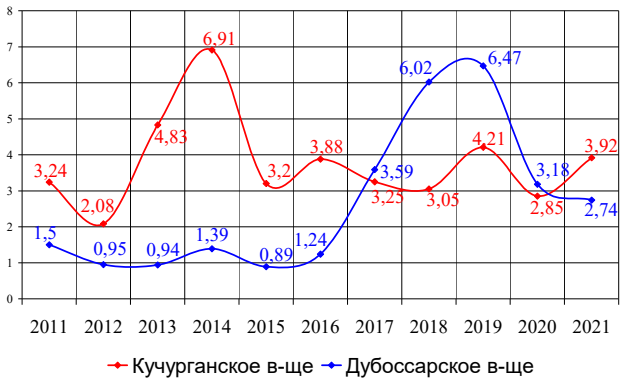


Рис. 4.24. Динамика изменения индекса Кинга и Балла (C&BI) Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (2011-2021 гг.)



Рис. 4.25. Динамика изменения индекса Ландбека и Сизера (L&SI) Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (2011-2021 гг.)

Относительная стабильность экологического состояния Кучурганского водохранилища обусловлена относительным постоянством его гидрологического и

гидрохимического характера. Развитие макрозообентоса Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ характеризуется высокой биомассой хирономид, которая детерминируется *Chironomus plumosus*. Т.к. этот вид относится к альфа- и полисапробным формам [152], то и рост плотности его популяций мало связан с снижением степени эвтрофикации водоемов, что в свою очередь сильно влияет на значение C&BI индекса.

Таким образом, применение C&BI индекса для оценки экологического состояния возможно использовать отдельно для каждого водохранилища без сравнения разных по гидрологическим условиям водоемов. Применение данного индекса отдельно для каждого водохранилища должно осуществляться на протяжении определенного периода времени, что позволяет проследить динамику его изменения. Данный индекс целесообразно применять вместе с другими биотическими индексами.

Индекс Ландбека и Сизера (L&SI).

L&SI индекс в качестве показателя биоиндикации качества воды рассматривает величину отношения биомассы олигохет к биомассе хирономид. Мы считаем, что применение этого показателя для Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ возможно параллельно с использованием C&BI индекса, при этом учитывая гидрологические различия водохранилищ, его не целесообразно использовать в качестве сравнительного для двух водохранилищ. Динамика L&SI индекса для Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (рис. 4.25) демонстрирует его меньшее отклонение в Кучурганском (±0,08) в отличие от Дубоссарского (±0,37) водохранилища. C&BI и L&SI индексы, рассчитанные для Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ, могут найти применение в дальнейших исследованиях, направленных на оценку их экологического состояния, особенно в условиях нестабильной работы Молдавской ГРЭС и гидрологического режима Дубоссарского водохранилища, которые позволят выявить закономерности развития данных показателей биоиндикации на современном этапе.

Индекс Пантле и Букка (P&B)

Значение индекса Пантле и Букка (P&B) варьирует в Кучурганском водохранилище от 2,42 до 3,41 и от 1,54 до 2,61 в Дубоссарском, что позволяет отнести их к β-α-мезосапробным водным экосистемам.

BMWP и ASPT индексы

BMWP Index (Biological Monitoring Working Party Index) основан на балльной оценке индикаторной значимости отдельных семейств макрозообентоса; ASPT Index (Average Score Per Taxon Index) является производным от индекса BMWP. Его особенность – уменьшать вклад случайных таксономических групп, обнаруженных в

таксонах с высокой балльной оценкой. Рассчитанные BMWP и ASPT индексы для Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ (табл. 4.15, 4.16) оценивают качество воды Кучурганского водохранилища как «хорошее»; Дубоссарского – как «очень хорошее» по BMWP индексу и «прекрасное» по ASPT индексу.

Таблица 4.15. BMWP индекс Кучурганского (КВ) и Дубоссарского (ДВ) водохранилищ

Таксоны		Баллы		
			КВ	ДВ
Ephemeroptera	Siphlonuridae, Hepageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae	10	10	30
Ephemeroptera	Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Chloroperidae			
Hemiptera	Aphelocheiridae			
Trichoptera	Phrygaenidae, Molannidae, Beraedae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Leipdostsmatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae			
Decapoda	Astacidae	8	8	8
Odonata	Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulgasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae			
Trichoptera	Psychomyidae, Philopotamiidae			
Ephemeroptera	Caenidae	7	-	21
Plecoptera	Nemouridae			
Trichoptera	Rhyacophylidae, Polycentropidae, Limnephilidae			
Gastropoda	Neritidae, Viviparidae, Ancylidae	6	42	42
Trichoptera	Hydroptilidae			
Bivalvia	Unionidae			
Amphipoda	Corophilidae, Gammaridae			
Odonata	Platycnemididae, Coenagriidae			
Heteroptera	Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae	5	-	-
Coleoptera	Haliplidae, Hydrobiidae, Dytisscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Calambidae, Helodidae, Dryopidae, Elminthidae, Chysomilidae, Curculioidae			
Trichoptera	Hydropsychidae			
Diptera	Tipulidae			
Diptera	Simuliidae			
Turbellaria	Planariidae, Dendrocoelidae			
Ephemeroptera	Baetidae	4	4	16
Megaloptera	Sialidae			
Hirudinea	Pisciicolidae			
Gastropoda	Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	3	21	18
Bivalvia	Sphaeriidae			
Hirudinea	Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae			
Isopoda	Asellidae			
Diptera	Chironomidae	2	2	2
Oligochaeta	класс целиком	1	1	1
Суммарная величина BMWP индекса			**88**	**138**

Более высокий BMWP индекс Дубоссарскому водохранилищу обеспечили поденки и ручейники, разнообразие которых в Дубоссарском водохранилище выше, чем в Кучурганском.

Таблица 4.16. Величины BMWP и ASPT индексов и качество воды Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ

Водоем	BMWP индекс		ASPT индекс		
	баллы	Качество воды	баллы	рейтинг	Качество воды
Кучурганское водохранилище	88	хорошее	4,4	5	хорошее
Дубоссарское водохранилище	138	очень хорошее	5,3	7	прекрасное

Апробация BMWP и ASPT индексов для Кучурганского и Дубоссарского водохранилищ выявила их недостаток. При оценке качества воды не учитываются полихеты, мизиды, кумацеи, а также ряд семейств амфибиотических насекомых (Palingeniidae Ecnomidae, Ceratopogonidae), моллюсков (Bithyniidae, Melanopsidae, Lithoglyphidae, Dreissenidae, Cardiidae), а также инвазивные виды (*Ferrisssia fragilis, Potamopyrgus antipodarum, Macrobrachium nipponense* и др.). Таким образом, для водохранилищ бассейна Днестра BMWP и ASPT индексы несколько переоценивают качество воды. Тем не менее, учитывая, что они рекомендованы в качестве биоиндикационных в Молдове [275, 377], они могут быть использованы в многолетних мониторинговых исследованиях, демонстрируя динамику их изменения во времени.

Общей проблемой применения методов биоиндикации является отсутствие некой универсальности, позволяющей применять одни и те же численные показатели индексов на различных водоемах различных географических зон. Поэтому многие индексы, доказав свою состоятельность, должны быть адаптированы к различным водным экосистемам.

4.6. Адаптивный потенциал зообентоса водохранилищ бассейна Днестра

Адаптивный потенциал гидробионтов выражается в степени их приспособительных возможностей в меняющихся условиях окружающей среды. Виды, имеющие высокий адаптивный потенциал и способные выживать в широком диапазоне изменений условий существования являются экологически пластичными. Такие виды способны заселять новые места проживания, адаптироваться при больших нарушениях гомеостаза экосистемы, приспосабливаться к разнообразию условий существования в различных частях большого по площади ареала. Невысокий адаптивный потенциал имеют стенобионтные, экологически непластичные виды, которые узко специализированы к условиям среды и плохо приспосабливаются даже к незначительным изменениям.

Находясь под воздействием абиотических факторов, зообентос проявляет свой адаптивный потенциал путем трансформации видового состава с одной стороны и изменением количественных характеристик своих популяций с другой. Значительным адаптивным потенциалом обладают виды вселенцы, который выражается в их высокой способности к распространению и росту численности в водных экосистемах [331].

4.6.1. Адаптивный потенциал высших ракообразных Кучурганского водохранилища.

Среди водохранилищ Днестра в наибольшей степени влияние абиотических и антропогенных факторов на донные сообщества проявилось в Кучурганском водохранилище-охладителе Молдавской ГРЭС.

Изучив сукцессионные изменения в зообентосе Кучурганского водохранилища в условиях нестабильного режима работы Молдавской ГРЭС, в том числе динамические процессы в популяциях высших ракообразных понто-каспийского фаунистического комплекса, мы пришли к выводу о возможности использования этих гидробионтов в целях изучения их адаптивного потенциала к изменению условий среды обитания.

Будучи весьма чувствительными к загрязнению воды, амфиподы могут служить довольно точными биологическими индикаторами санитарного состояния (сапробности) водоемов. Большинство из них относятся к α- и β-мезосапробным организмам. Отсутствие гаммарид в тех или иных участках водоемов достаточно для того, чтобы сделать определенный вывод о степени их загрязнения [182, 186]. Так, например, о сильной загрязненности протекающего в черте г. Тирасполя р. Колкотовая балка промышленными и бытовыми стоками свидетельствует полное отсутствие в зообентосе этой малой реки высших ракообразных за исключением α-мезосапробных *Asellus aquaticus* [170], которые, как известно, могут обитать в достаточно загрязненных водных объектах. Повышенной чувствительностью к разным категориям загрязнения среди высших ракообразных обладают также и кумовые ракообразные *Pseudocuma cercarioides* и *Pseudocuma graciloides*, которые отсутствуют в загрязненных участках рек и водохранилищ [183, 186]. Высшие ракообразные очень чувствительны к ацидофикации и поэтому полностью отсутствуют в кислых водах [318].

В условиях Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС одним из важнейших экологических факторов, детерминирующим состояние популяций высших ракообразных является температура. Установлено, что на участках водохранилища (сбросной канал и зона сброса теплых вод из канала в водоем), где температура воды на протяжении всего года не опускается ниже 15-12°С, амфиподы, мизиды и кумацеи

размножаются непрерывно, независимо от сезона года, т.е. ациклично, в то время как на участке с естественным термическим режимом – циклично (март - октябрь) [183, 186].

Среди донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища, высшие ракообразные, а именно амфиподы являются наиболее эвритермной группой макрозообентоса, о чем свидетельствуют сравнительные данные среднесезонной численности и биомассы зообентоса Кучурганского водохранилища и канала теплых сбросных вод Молдавской ГРЭС [172], представленные в табл. 4.17.

Таблица 4.17. Среднесезонные численность (экз./м^2) и биомасса (г/м^2) основных групп зообентоса Кучурганского водохранилища и теплого канала МГРЭС [172]

Группы зообентоса	Кучурганское водохранилище		Теплый канал	
	Численность	Биомасса	Численность	Биомасса
Олигохеты	3196	5,44	1427	2,54
Полихеты	178	0,90	0	0
Хирономиды	2262	1,79	953	1,40
Амфиподы	761	5,94	1840	9,55
Др. группы	64	0,05	380	0,87
Моллюски	4056	785,29	181	25,38
«Мягкий» бентос	6626	14,26	4600	14,36
Общий бентос	10682	799,55	4781	39,74

Примечательно, что в условиях повышенных температур в сбросном канале МГРЭС амфиподы оказались единственной группой донной фауны, которая в сравнении с водохранилищем увеличила свою численность (38,5% от всего зообентоса) и биомассу (66,5% от «мягкого» зообентоса). Максимальная плотность бокоплавов наблюдалась весной – 4980 экз./м^2 [172].

На эвритермность амфипод указывают и другие авторы, отмечая, что в районах непосредственного поступления теплых вод ТЭС биомасса некоторых видов бокоплавов (*Pontogammarus robustoides, Pontogammarus crassus*) летом может достигать 23,8-28,5 г на 1 кг макрофитов, против 4,8-5,8 г на контрольном не обогреваемом участке.

Имеются противоречивые данные о зависимости численности высших ракообразных от температуры. Одни авторы отмечают, что повышение температуры воды благоприятно действует на высших ракообразных и способствует значительному повышению их численности на подогреваемых участках водоема; другие приводят противоположные утверждения [32]. В районе сброса подогретых вод Каневского водохранилища, где в среднем температура воды в весенне-летний период достигает 25^{o}C, значительно возрастает биомасса гаммарид, на фоне снижения численности олигохет и хирономид [37].

Численность высших ракообразных Кучурганского водохранилища существенно менялась в различные периоды теплового воздействия на водоем-охладитель Молдавской ГРЭС и изменения основных абиотических факторов за период исследований (табл. 4.18).

Таблица 4.18. Численность высших ракообразных (n) и показатели основных абиотических факторов в различные периоды термофикации Кучурганского водохранилища (1965-2000 гг.)

Период	года	температура, °С	минерализация, мг/л	общий азот, мг/л	общий фосфор, мг/л	содержание орг. в-в, мг/л	n, экз./м^2
		X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	Y
естественный термический режим	1964-1965	12,6	600	1,0	0,102	19,7	44
слабой тепловой нагрузки	1966-1970	14,5	750	1,16	0,111	27,0	131
умеренной тепловой нагрузки	1976	16,8	973	0,78	0,120	25,0	385
	1977	16,8	945	0,85	0,170	24,0	131
максимальной тепловой нагрузки	1981	18,1	1072	1,39	0,214	24,1	148
	1982	18,1	1185	1,633	0,119	24,1	118
	1983	18,1	1146	1,383	0,123	24,6	141
	1984	18,1	1259	1,380	0,190	25,5	477
сниженной тепловой нагрузки	1991-1995	15,3	1250	1,6	0,22	44,0	561
	1999	14,8	1510	1,8	0,21	48,2	552
	2000	14,8	1750	2,4	0,17	42,6	259

Мы попытались получить математическую модель зависимости динамики численности высших ракообразных от абиотических факторов [185]. Анализ табл. 4.19 показал, что с точки зрения статистического моделирования здесь возможны два подхода: а) модель на основе комбинации параметров (факторов) среды; б) модель на основе годовых колебаний численности высших ракообразных (в нашем случае весьма сомнительная возможность, т.к. на 35 лет приходится всего 11 данных, то есть менее одной трети от необходимого, чего никакая методика не позволит).

Первый подход рассматривает данные табл. 4.19 как матрицу взаимосвязанных параметров без учета конкретного года их измерения, при этом технология моделирования основывается на методах обработки результатов пассивного эксперимента. Общим требованием всех методов многомерного математического моделирования, как активных, так и пассивных, является независимость (в крайнем случае, пренебрежимо малая корреляция) факторов, на основе которых строится модель (в нашем случае это параметр среды обитания ракообразных). Поэтому предварительным этапом моделирования должна быть проверка факторов X_i и выходной величины Y на взаимную линейную корреляционную связь.

Мерой тесноты линейной корреляционной связи, как известно, является коэффициент парной корреляции, который в нашем случае выборки малого объема (N=11) имеет вид:

$$r = \frac{\sum_{j=1}^{N}(X_{ij} - \bar{X}_i)(X_{kj} - \bar{X}_k)}{(N-1)\cdot S_{xi}\cdot S_{xk}} \quad (4.2),$$

где $\bar{X}_i = \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N} X_{ij}$; $\bar{X}_k = \frac{1}{N}\sum_{j=1}^{N} X_{kj}$ - средние арифметические факторов X_i и X_k, а $S_{xi} = \sqrt{\frac{1}{N-1}\sum_{j=1}^{N}(X_{ij} - \bar{X}_i)^2}$ и $S_{xk} = \sqrt{\frac{1}{N-1}\sum_{j=1}^{N}(X_{kj} - \bar{X}_k)^2}$ - их среднеквадратические отклонения.

То же ограничение объема выборки заставляет нас принимать во внимание только $r>|r_{пор}|$, где $|r_{пор}|$ пороговый коэффициент корреляции, вычисленный на основе табличного значения критерия Стьюдента для q=5% уровня значимости (доверительная вероятность правильного ответа $P_{дов}$=95%) и числа степеней свободы $\upsilon=N-2$

$$t_{табл}\ (q=5\%;\ \upsilon=11\text{-}2) = \frac{|r_{пор}|\sqrt{N-2}}{\sqrt{1-r_{пор}^{\ 2}}} \qquad (4.3).$$

Подставляя соответствующие числа, получим $2{,}2622=\frac{|r_{пор}|\sqrt{9}}{\sqrt{1-r_{пор}^{\ 2}}}$ или $|r_{пор}|$=0,602

Результаты расчетов по формуле (4.2) представлены в табл. 4.19.

Таблица 4.19. Матрица коэффициентов корреляции численности высших ракообразных и показателей основных абиотических факторов

	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	Y
X_1	1	+0,181	-0,073	+0,172	-0,328	+0,006
X_2	+0,181	1	+0,868	+0,573	+0,756	+0,547
X_3	-0,073	+0,868	1	+0,409	+0,712	+0,285
X_4	+0,172	+0,573	+0,409	1	+0,613	+0,508
X_5	-0,328	+0,756	+0,712	+0,613	1	+0,711
Y	+0,006	+0,547	+0,285	+0,508	+0,711	1

Анализ матрицы показал, что фактор X_5 (содержание органических веществ) настолько тесно связан с целевой функцией Y (численность ракообразных), что есть смысл попытаться установить их корреляционное уравнение. С другой стороны, можно попытаться найти математическую модель $Y=f(X_5,X_1)$, так как X_5 и X_1 (температура) связаны между собой слабо (ниже $r_{пор}$), а вот факторы X_2 (минерализация), X_3 (общий азот) и X_4 (общий фосфор) имеют очень сильную связь с фактором X_5 и между собой, что исключает их одновременное участие в искомой модели.

Регрессионное уравнение парной корреляции $Y=f(X_5,)$ ищем по методу Чебышева:

$$\bar{Y} = \bar{Y} + r_{X_5Y} \frac{X_5 - \bar{X}_5}{S_{X_5}} S_Y \quad (4.4),$$

что при подстановке соответствующих величин дает выражение

$$\bar{Y} = 13{,}717 X_5 - 142{,}2$$

с зоной существования (коридором ошибок)

$$\Delta Y = \pm Z_{дов} \cdot S_Y \sqrt{1 - r_{X_5Y}^2} = \pm 1{,}96 \cdot 191 \sqrt{1 - 0{,}711^2} = \pm 263{,}2$$

Результаты расчетов представлены на рис. 4.26. Проверка по критериям квадратичности и кубичности показала, что более точно (со значительно меньшим коридором ошибок) уравнение $Y=f(X_5)$ может быть представлено параболой более чем третьего порядка.

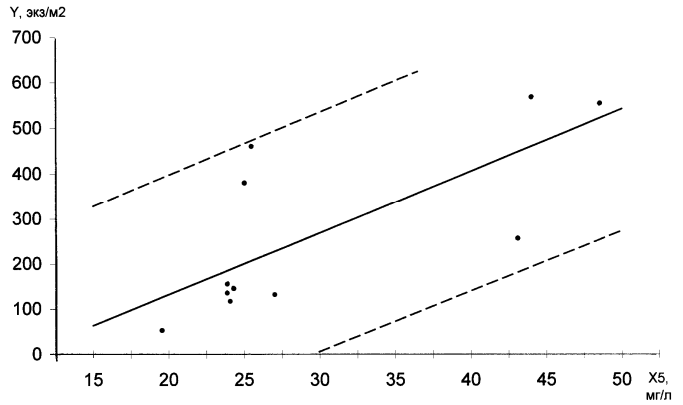


Рис. 4.26. Зависимость численности высших ракообразных ($\hat{Y}$) от содержания органических веществ в воде (X_5), $\hat{Y} = (13{,}717\ X_5 - 142{,}2) \pm 263{,}2$

Теперь обратимся к поискам математической модели от двух слабо коррелированных факторов $Y=f(X_5,X_1)$. Поскольку табл. 4.22 содержит мало строк и не дает представления о строчной (экспериментальной) дисперсии, то искать модель можно только методом наименьших квадратов с предварительной ортогонализацией факторов (МНКО). Суть метода заключается в том, что выстроенные в порядке убывания степени влияния на выходную величину факторы X (для удобства работы переименованные в факторы Z с порядковой нумерацией) преобразуются в координаты заведомо ортогональных полиномов:

$$\begin{cases} \Psi_0(Z) \equiv 1; \\ \Psi_k(Z) = Z_k - \sum_{i=0}^{k-1} \xi_{ki} \Psi_i(Z); \quad \textit{для всех} \quad k > i \end{cases} \quad (4.5), \text{ где}$$

$$\xi_{ki} = \frac{\sum_{j=1}^{N} Z_{kj} \cdot \Psi_{ij}(Z)}{\sum_{j=1}^{N} \left[\Psi_{ij}(Z)\right]^2}, \quad k > i. \qquad (4.6)$$

Результаты расчетов представлены в табл. 4.20; поправочные коэффициенты ξ_{10}=29,9; ξ_{20}=16,18; ξ_{21}=-0,0975.

Таблица 4.20. Исходный план, ортогональные полиномы и проверка на адекватность модели

i	Исходный план		Ортогональные полиномы			Рез-ты эксперимента, экз/м^2	Проверка на адекватность			
	Z_1	Z_2	$\psi_{0i}(Z)$	$\psi_{1i}(Z)$	$\psi_{2i}(Z)$		модели (9)		модели (10)	
	X_5	X_1				Y	$\hat{Y}$	$(Y-\hat{Y})^2$	$\hat{Y}$	$(Y-\hat{Y})^2$
1	19,7	12,6	+1	-10,2	-4,575	44	-81,6	15765,1	-81,5	15743,0
2	27,0	14,5	+1	-2,9	-1,963	131	148,6	311,0	148,7	313,8
3	25,0	16,8	+1	-4,9	+0,142	385	170,4	46069,7	170,4	46069,7
4	24,0	16,8	+1	-5,9	+0,045	131	146,7	245,5	146,7	245,5
5	24,1	18,1	+1	-5,8	+1,354	148	188,1	1607,8	188,2	1614,8
6	24,1	18,1	+1	-5,8	+1,354	118	188,1	4914,0	188,2	4928,0
7	24,6	18,1	+1	-5,3	+1,403	141	200,0	3476,1	200,0	3476,1
8	25,5	18,1	+1	-4,4	+1,491	477	221,3	65382,5	221,4	65331,4
9	44,0	15,3	+1	+14,1	-0,125	561	557,1	15,2	575,8	219,1
10	482	14,8	+1	+18,3	+0,405	552	660,3	11727,6	660,3	11727,6
11	42,6	14,8	+1	+12,7	-0,142	259	257,5	72091,8	527,6	72134,4
$\Sigma(\cdot)^2$	-	-	11	646,1	32,864	-	$\Sigma(\cdot)$	221606,3	-	221803,4

Оценки коэффициентов модели в системе ортогональных полиномов рассчитывается по формуле

$$A_k = \frac{\sum_{j=1}^{N} Y_j \Psi_{kj}(Z)}{\sum_{j=1}^{N} \left[\Psi_{kj}(Z)\right]^2} \quad (4.7),$$

а их значимость оценивается по критерию Стьюдента

$$t_k = \frac{|A_k|}{S_k} \le t_{табл} \ (q;\upsilon) \quad (4.8), \quad \text{где}$$

$$S_k = \sqrt{\frac{S^2\{Y\}}{\sum_{j=1}^{N} \left[\Psi_{kj}(Z)\right]^2}} \quad (4.9).$$

Так как дисперсия опытов $S^2\{Y\}$ неизвестна, придется заменить ее верхним граничным значением $S^2\{Y\}=S^2Y/4$ согласно центральной предельной теореме Ляпунова. Тогда и величины S_k будут граничными, т.е. максимально большими. Это обстоятельство несколько огрубит модель, но зато избавит ее от мелких подробностей.

Однако для некоторого смягчения ситуации принято для нахождения более приемлемого решения делить дисперсию выборки не на 4 (как в нашем случае), а на 6-8 – результаты получаются точнее.

Результаты расчетов по формулам следующие:

$A_0 = 267{,}9$;

$A_1 = +20{,}777$; $S_1 = 3.068$; $t_1 = 6.773 > t_{табл}(5\%;\ 10) = 2.228$;

$A_2 = +30.062$; $S_2 = 12.602$; $t_2 = 2.387 > t_{табл}(5\%;\ 10) = 2.228$

Тогда искомая модель в пространстве ортогональных полиномов запишется в виде

$$\hat{Y}=267{,}9+20{,}777\Psi_1(Z)+30{,}062\ \Psi_2(Z) \quad (4.10).$$

Проверка найденной модели на адекватность осуществляется по критерию Фишера с предварительным нахождением дисперсии адекватности (процедура вычисления ясна из табл. 4.19).

$$S^2_{ад} = \frac{\sum_{j=1}^{N}(Y-\overline{Y})^2}{N-d} = \frac{221606{,}3}{11-3} = 27700{,}8\ ,$$ где $d=3$ – число членов модели.

$$\text{Тогда}\quad F = \frac{S^2_{ад}}{S^2\{Y\}} = \frac{27700{,}8}{9120{,}25} = 3{,}037 < F_{табл}(5\%;\ 8;\ 4) = 3{,}84\cdot$$

Таким образом, адекватность (правильность, соответствие опытным данным) модели подтверждена и можно переходить к обратному преобразованию ее в декартовы координаты.

$$\hat{Y} = 267{,}9 + 20{,}777\ (Z_1\text{-}29{,}9) + 30{,}062\ [Z_2 - 16{,}18 + 0{,}0975\ (Z_1 - 29{,}9)] = 30{,}062\ Z_2 + 23{,}708\ Z_1 - 927{,}3\ ,$$

или, переходя к первоначальным обозначениям,

$$\hat{Y}=30{,}062\ X_1 + 23{,}708\ X_5 - 927{,}3 \quad (4.11).$$

Повторная проверка на адекватность модели полностью подтвердила ее соответствие опытным данным, в чем можно убедиться не только из расчетов табл. 4,21, но и сопоставления графиков рис. 4.27.



Рис. 4.27. Адекватность модели экспериментальным данным

Таким образом, установлено, что среди абиотических факторов Кучурганского водохранилища на численность высших ракообразных в большей степени влияют

температура и содержание органических веществ, которые в первую очередь и определяют адаптивный потенциал этой группы зообентоса.

Изучив количественные характеристики основных отрядов высших ракообразных Кучурганского водохранилища, как показатель адаптивного потенциала этой группы зообентоса при разном уровне термофикации водохранилища-охладителя (табл. 4.21), мы пришли к следующему.

Таблица 4.21. Численность (N, экз./м^2) и биомасса (B, г/м^2) высших ракообразных Кучурганского водохранилища в разные этапы термической нагрузки

Период	года	Амфиподы		Мизиды		Кумацеи		Всего	
		N	B	N	B	N	B	N	B
естественный термический режим	1964-1965	-*	-	-	-	-	-	44	0,71
слабой тепловой нагрузки	1966-1970	-	-	-	-	-	-	131	0,73
умеренной тепловой нагрузки	1976-1977	220	0,31	8	0,025	30	0,03	258	0,37
максимальной тепловой нагрузки	1981-1984	153	0,56	23	0,05	45	0,04	221	0,66
сниженной тепловой нагрузки	1990-2000	380	1,42	23	0,05	164	0,15	567	1,61
сниженной тепловой нагрузки	2010-2021	157	0,66	2	0,006	7	0,02	166	0,68

** - данные отсутствуют*

На первых этапах становления водохранилища-охладителя (1964-1965 гг.), когда биота водоема не испытывала на себе изменение термофикации, высшие ракообразные характеризовались невысокой плотностью своих популяций (табл. 4.22, рис. 4.28).

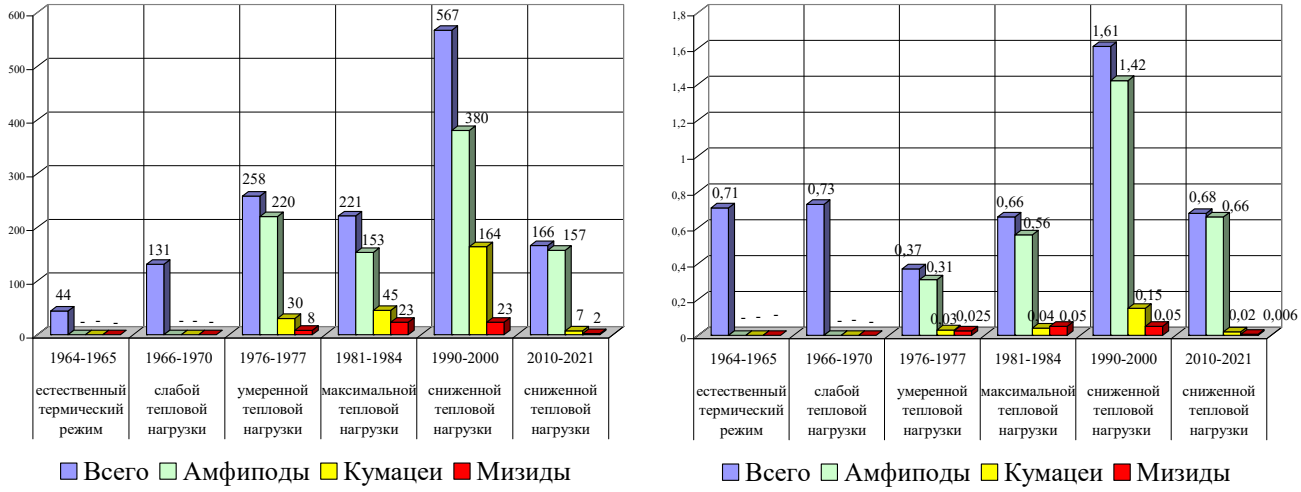


Рис. 4.28. Динамика численности (экз./м^2) и биомассы (г/м^2) высших ракообразных Кучурганского водохранилища при различных уровнях термофикации водоема

Постепенное наращивание мощности МГРЭС и сопровождаемое ее усиление термофикации водохранилища стимулировали рост численности высших ракообразных вплоть до периода максимальной термической нагрузки на Кучурганское водохранилище (1981-1984 гг.). При этом не все высшие ракообразные одинаково отреагировали на изменение экологических условий в водоеме-охладителе. В условиях максимальной термофикации водохранилища амфиподы, определяющие плотность и биомассу высших ракообразных, снизили темпы роста численности своих популяций, в то время, как популяции мизид и кумацей количественно возросли. Возможно, это связано с увеличением числа генераций, что было отмечено у мизид в подогреваемом оз. Лиман (охладитель Змиевской ГРЭС) и водоеме-охладителе Приднепровской ГРЭС [75].

Снижение уровня термофикации Кучурганского водохранилища в 1990-2000 гг. способствовало росту численности и биомассы всех групп высших ракообразных понто-каспийского фаунистического комплекса (табл. 4.22, рис. 4.28). Этот факт указывает на то, что температурный режим водохранилища в этот период (среднегодовая температура воды 15,3^{o}C) оказался наиболее благоприятным для развития популяций высших ракообразных. Остальные группы зообентоса, за исключением моллюсков, также в указанный промежуток времени характеризовались высокими количественными показателями развития. Увеличение численности и биомассы ракообразных (амфипод) в условиях подогрева отмечены и в других водохранилищах-охладителях, в частности в водоеме-охладителе Приднепровской ГРЭС, Кураховском водохранилище [75].

Необходимо отметить, что период 1990-2000 гг. характеризуется тем, что объемы вырабатываемой Молдавской ГРЭС электроэнергии оказались примерно на уровне начала 1970-х годов. При этом численность и биомасса зообентоса возросли в 2,5-3 раза, а высших ракообразных - в 4 раза по численности и в 2 раза по биомассе. Высокая плотность и биомасса высших ракообразных в Кучурганском водохранилище в период 1997-2000 гг. при объемах вырабатываемой электроэнергии на уровне начала 1970-х гг., обусловлена их эвритермностью и высоким адаптивным потенциалом к изменениям термического режима водоема.

В последующий период сниженной тепловой нагрузки на Кучурганское водохранилище высшие ракообразные сократили численность своих популяций, особенно кумацеи и мизиды (которые в период 2010-2018 гг. в пробы практически не попадали). Это подтвердило наш сделанный ранее прогноз [186, 244], что в условиях сниженной термофикации водоема-охладителя, высшие ракообразные несколько сократят численность и биомассу своих популяций. В случае увеличения объемов вырабатываемой

Молдавской ГРЭС электроэнергии, высшие ракообразные реализуют свой адаптивный потенциал, что приведет к росту количественных показателей популяций высших ракообразных водохранилища. Предполагаемые тенденции сохранятся в случае роста объемов вырабатываемой МГРЭС электроэнергии до уровня 10-11 млрд. кВт/час.

4.6.2. Адаптивный потенциал зообентоса Дубоссарского водохранилища.

Адаптивный потенциал зообентоса Дубоссарского водохранилища проявился в трансформации таксономического состава и количественных характеристик с момента формирования водохранилища по настоящее время. В первые годы становления водохранилища (1955-1957 гг.) структурные изменения в донной фауне сопровождались сокращением численности (*Theodoxus danubialis, Th. fluviatilis, Fagotia acicularis, F. esperi, Lithoglyphus naticoides, Limnodrilus newaensis, Jaera sarsi*, *Tanytarsus exiguus*, *Hydropsyche ornatula*) и выпадением (*Cryptochironomus rolli*, *Cr. zabolotzkii*, *Corophium curvispinum*, *C. chelicorne*) лито- и псаммореофильных видов. Если до строительства Дубоссарской ГЭС в русловой части этого участка Днестра встречались 190 видов зообентоса, то в первые годы после формирования водохранилища число видов упало до 75 (рис. 4.29) [242, 244].

В последующие несколько лет гидроэкологические условия водохранилища стабилизировались, что наряду с работами по интродукции 3 видов мизид и одного вида кумацей способствовало росту таксономического состава донной фауны до 117 видов, большинство из которых формировали пелореофильный биоценоз. Стабилизация гидрологического режима водохранилища, помимо увеличения числа видов, привела к значительному росту численности и биомассы бентоса [242, 244].

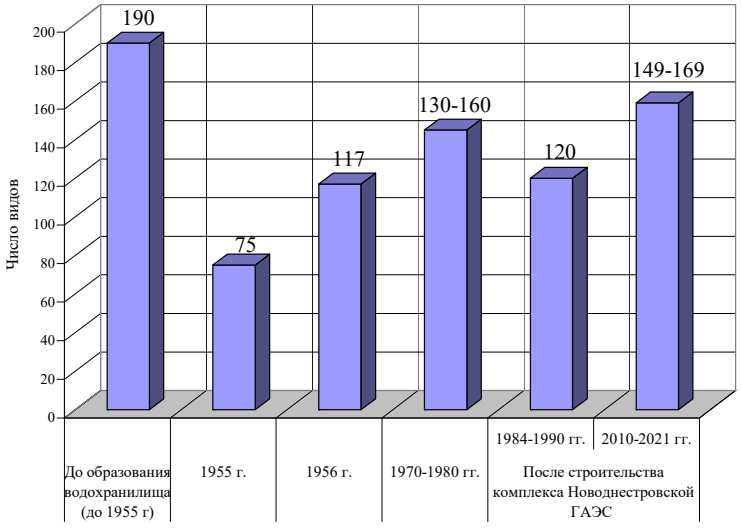


Рис. 4.29. Качественные изменения (число видов) в донной фауне Дубоссарского водохранилища, 1955-2021 гг.

Спустя 20 лет с момента создания водохранилища трансформации бентических сообществ не прекратились. Постепенное заиление, а также загрязнение Дубоссарского водохранилища сточными водами и смывами с полей привели к тому, что из состава бентоса выпали часть псаммофильных и оксифильных форм, при этом общее число видов несколько возросло до 130 при доминировании 25, главным образом пелофилов. Наибольшее видовое разнообразие было характерно для олигохетно-хирономидного комплекса (85 видов с преобладанием *Limnodrilus claparedeanus, L. udekemianus, L. hoffmeisteri, Potamothrix hammoniensis, Psammoryctes barbatus, Polypedilum breviantenatum, P. scalaenum*, *Cryptochironomus monstrosus, Cr. defectus*, *Chironomus plumosus*), высших ракообразных (12 видов) и моллюсков (18 видов). Отмечены несколько новых оксифильных видов, в том числе *Cricotopus dizonias* и *Chaetocladius piger*. Возросла общая численность бентоса до более, чем 18000 экз./м^2, биомасса «мягкого» бентоса также находилась на высоком уровне (40 г/м^2) [242, 244].

После строительства и пуска в эксплуатацию в середине 1980-х ДГЭК гидроэкологические условия в Дубоссарском водохранилище усугубились, снизилась скорость течения, интенсифицировались процессы заиления и зарастания макрофитами [238]. Продолжилась трансформация донной фауны водохранилища при доминировании олигохетно-хирономидного комплекса и моллюсков. Число видов снизилось до 120, при этом она стала более пелофильной с преобладанием устойчивых к органическому загрязнению гидробионтов, в том числе олигохет *Limnodrilus hoffmeisteri, L. claparedeanus, Tubifex tubifex, Potamothrix hammoniensis* и др. Существенно возросли количественные показатели *Dreissena polymorpha*, которая на отдельных участках водохранилища почти полностью вытеснила другие виды моллюсков.

В последнее десятилетие под воздействием ДГЭК экологические условия в водохранилище ухудшаются. Происходит интенсивное заиление и зарастание акватории, наблюдается его лимнофикация. Продолжаются структурные изменения в сообществах зообентоса. Практически исчезли такие чувствительные к загрязнению беспозвоночные, как *Oligoneuriella rhenana*, *Palingenia longicauda, Ephoron virgo*, *Hydropsyche ornatula.* Редкими стали *Hypania invalida*, *Pristina bilobata*, *Prodiamesa olivacea*, *Coryoneura celeripes*, *Cryptochironomus vulneratus*, *Oecetis lacustris, Orthotrichia costalis*, *Theodoxus transversalis* [242, 244]. Общее число отмеченных для Дубоссарского водохранилища видов увеличилось до 169, с одной стороны, за счет выявления ранее не отмеченных (*Coryoneura celeripes*, *Cryptochironomus vulneratus*, *Orthotrichia costalis, Ephemera lineata* и

др.), а также новых инвазивных видов (*Branchiura sowerbyi*, *Dreissena bugensis*, *Ferrisssia fragilis*). Доминирующее положение в зообентосе заняли пелофилы и в, меньшей степени, псаммофилы, сократилось число реофилов и возросло лимнофилов.

В настоящее время в сравнении с периодом, предшествующим ДГЭК, наблюдается существенное снижение биомассы «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища с 40 до 13 г/м^2. Будучи более стабильным показателем, чем численность организмов, биомасса хорошо характеризует свойства сообщества. Динамика биомассы зообентоса определяется его структурой, жизненными циклами, спецификой реакции организмов на факторы среды и биотические взаимоотношения в сообществах. Наряду с биомассой бентоса, показателем поведения экосистем в конкретных условиях, которые в определенной степени проявляются в сезонных или многолетних изменениях их структурных или функциональных характеристик, служит вариабельность динамики биомассы (*ВДБ*), которая, помимо всего прочего, зависит от структурных характеристик донных сообществ. Она связана с соотношением стено- и эврибионтных видов. В сообществах с низкими ее значениями преобладают эврибионтные виды. Среди «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища самым низким значением *ВДБ* (0,59), обладают олигохеты, что характеризует эту группу гидробионтов как наиболее эврибионтную, приспособленную к изменению условий среды обитания [232] и, соответственно, обладающей наибольшим адаптивным потенциалом среди всех компонентов зообентоса водохранилища. Второй группой зообентоса после олигохет, по степени адаптивного потенциала, являются хирономиды и третьей – высшие ракообразные. При этом необходимо отметить и высокий адаптивный потенциал мизид, который позволил им после их интродукции в Дубоссарское водохранилище успешно приспособиться к условиям обитания в водоеме и создать устойчивые популяции.

Структурные изменения, имевшие место в сообществах зообентоса Дубоссарского водохранилища, отличаются от других трансформированных речных экосистем и имеют свои особенности, определяющиеся многими факторами: генезисом водоема, гидрологией, географическим положением и др., а также адаптивным потенциалом его донной фауны.

Так, например, анализ фаунистического сходства зообентоса каскада водохранилищ Верхней Волги (Иваньковское, Угличское, Рыбинское, Горьковское), Средней Волги (Чебоксарское, Куйбышевское) и Нижней Волги (Саратовское) показал, что наиболее сходны между собой соседние водохранилища, и, чем дальше удалены сравниваемые участки друг от друга, тем меньше между ними фаунистическое сходство

[121], а соответственно и характер происходящих под воздействием гидростроительства изменений в сообществах зообентоса. Во всех водохранилищах волжского каскада происходят постоянные флуктуации общего обилия и соотношения отдельных видов и групп зообентоса, а также изменения в структуре донных сообществ. Их причины, во многих случаях, не удается установить, так как они зависят от многих факторов [65, 121].

Несмотря на различия трансформаций зообентоса разных речных экосистем под воздействием различных факторов, в том числе гидростроительства, наблюдаются схожие тенденции, проявляющиеся в изменении видового состава с преобладанием олигохет и хирономид, увеличении численности дрейссенид, уменьшении численности стенобионтов и смене доминирующих комплексов реофилов лимнофилами, появлению инвазивных видов.

В результате зарегулирования Днестра в Дубоссарском водохранилище произошли коренные изменения в структуре и обилии донной фауны, стали очевидны следующие тенденции: видовое разнообразие зообентоса снизилось с сокращением стенобионтной лито- и псаммореофильной фауны, появились интродуцированные виды ракообразных, а облик донного населения в целом стал более пелореофильным с преобладанием олигохетно-хирономидного комплекса. В течение последующих 30 лет произошла стабилизация гидроэкологических условий водохранилища, возросло число видов зообентоса. С пуском в эксплуатацию в 1984 г ДГЭК начался второй, более существенный этап воздействия гидростроительства на экосистему Днестра, включая Дубоссарское водохранилище. Как следствие, это способствовало дальнейшей трансформации бентических сообществ в сторону пелофильных сообществ, существенно снизилась биомасса «мягкого» бентоса, возросла доля чужеродных видов [242, 244].

Выводы к главе 4.

1. Зообентос является одним из факторов, определяющим рыбопродуктивность Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ. Потенциальная (добавочная) рыбопродуктивность Кучурганского водохранилища по кормовым ресурсам зообентоса (167,89 кг/га) в 1,4 раза выше, чем Дубоссарского (122,80 кг/га). В процессах пищеварения рыб помимо ферментов, синтезируемых их пищеварительной системой, участвуют ферменты объектов питания – организмов зообентоса, реализующие индуцированный аутолиз.
2. Донные беспозвоночные являются элементами жизненных циклов паразитов различных систематических групп, играя роль промежуточных хозяев трематод, цестод и нематод. В Кучурганском водохранилище организмы зообентоса участвуют в изненных циклах 61% дигенетических сосальщиков и 18% круглых червей.
3. Организмы зообентоса принимают активное участие в накоплении и миграции металлов в водоемах. Наибольшей накопительной способностью по отношению к свинцу и никелю имеют хирономиды; к ванадию, молибдену и цинку – дрейссена; к меди – живородка обыкновенная. Минимальной накопительной способностью к большинству металлов обладают мизиды. Аккумуляции металлов в организмах зообентоса способствуют высокие концентрации элементов в донных отложениях. Накопление металлов в донных гидробионтах способствует их дальнейшей миграции по трофической цепи в органы и ткани рыб.
4. Инвазивные виды приводят к «биологическому загрязнению» экосистем водохранилищ бассейна Днестра. В зообентосе Дубоссарского водохранилища отмечены 20, а Кучурганского – 31 инвазивный вид. Среди видов вселенцев Кучурганского водохранилища нами впервые отмечены 2 новых вида - *Dreissena bugensis* и *Rhithropanopeus harrisi.* Грязевой краб в течение пяти лет сформировал в водоеме-охладителе устойчивую популяцию.
5. В системе биологического мониторинга зообентос играет ведущую роль при оценке экологического состояния водных экосистем. Дубоссарское и Кучурганское водохранилища относятся к β-α-мезосапробным водным экосистемам.
6. Адаптивный потенциал зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ проявился в степени приспособительных возможностей гидробионтов в меняющихся условиях окружающей среды под воздействием природных и антропогенных факторов, в трансформации таксономического состава и его экологических групп.

5. КОНЦЕПЦИЯ ФОРМИРОВАНИЯ И ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЗООБЕНТОСА ВОДОХРАНИЛИЩ БАССЕЙНА ДНЕСТРА В УСЛОВИЯХ ВОЗДЕЙСТВИЯ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

Донные биоценозы бассейна Днестра, до трансформации водных экосистем из исторически сложившихся и функционирующих длительный период времени в антропогенно преобразованные экосистемы, развивались в соответствии с известной концепцией единства и взаимодействия с абиотической составляющей – условиями среды обитания. Как следствие искусственной трансформации водных экосистем бассейна Днестра к абиотическим факторам воздействия добавились антропогенные, которые стали определяющими в формировании и функционировании донных сообществ.

Строительство в 1954 г. Дубоссарской ГЭС привело к трансформации части среднего Днестра в Дубоссарское водохранилище. Зарегулирование русла изменило не только гидрологический, но и гидробиологический режим реки. Изменения в экосистеме Среднего Днестра (Дубоссарского водохранилища) после строительства и ввода в эксплуатацию в 1984 г. ДГЭК не только усугубились, но и приобрели фактически необратимый характер. Гидростроительство привело к изменению физико-химических параметров воды, нарушению естественного термического режима реки, интенсивному зарастанию высшими водными растениями, изменению биологического разнообразия и появлению видов-вселенцев [9, 51, 61, 238, 242, 264, 274].

Иному характеру трансформации водной экосистемы был подвержен Кучурганский лиман после его зарегулирования и преобразования в 1964 г. в водохранилище-охладитель Молдавской ГРЭС. Вследствие того, что Кучурганское водохранилище выполняет функцию водоема-охладителя ТЭС, между его экосистемой и техническим объектом (ТЭС) установились прямые и обратные связи, что позволяет использовать для них введенное А.А. Протасовым [130] понятие «техно-экосистема».

Нарушение естественной проточности (связи с Днестровской водой через р. Турунчук) вследствие зарегулирования Кучурганского лимана, в совокупности с главным фактором воздействия ТЭС – термофикацией, существенно повлияли, в первую очередь, на его физико-гидрохимические особенности [58, 72, 209, 218, 240]. Проявились накопительные процессы концентрации основных показателей солевого состава воды, что привело к увеличению минерализации воды водохранилища до 2460 мг/л [72, 240].

Нарушение гидрологического и изменение термического режима привело к усилению эвтрофикации водоема-охладителя [209, 218] и, как следствие, способствовало массовому развитию макрофитов и зарастанию акватории водохранилища до 20% его площади тростником и около 47% погруженной водной растительностью [160, 161, 166].

Техно-экосистема Кучурганского водохранилища, в результате функционирования Молдавской ГРЭС, подвержена загрязнению тяжелыми металлами (ванадием, молибденом, никелем, кадмием, марганцем, свинцом, цинком и медью), что способствовало росту их накопления в тканях растений, беспозвоночных и позвоночных гидробионтов [57, 146,147, 165, 166, 222, 226, 227, 233].

Помимо антропогенных, к факторам, определяющим биоразнообразие, функционирование и сукцессионные процессы бентосных сообществ беспозвоночных в водохранилищах бассейна Днестра, в последние десятилетия добавились климатические изменения. Водные ресурсы экстремально подвержены и уязвимы к изменению климата. Изменения в гидрологическом цикле, вызванные глобальным потеплением, неизбежно приводят к различного рода рискам [77]. Изменения климата обострили проблему лимнофикации Днестра. Потепление усугубляет ее последствия из-за сокращения стока вод. Дальнейшее заиление Дубоссарского водохранилища в совокупности с потеплением климата усилит прогревание воды [8, 77], приведя к дальнейшему изменению физико-гидрохимических параметров воды, что, несомненно, скажется на донных биоценозах и их структурной перестройке.

В разработанной нами «Концепции региональной стратегии адаптации к изменению климата» [8] отмечено, что вызванная потеплением продолжительная и устойчивая летняя стратификация водоемов вызывает существенное увеличение первичной продукции, происходит увеличение доли мелких водорослей в фитопланктоне. Увеличение доли мелкоклеточных, быстро делящихся водорослей в сообществе приводит, с одной стороны, к улучшению кормовых условий для фильтрующих беспозвоночных, ухудшая, с другой стороны, кормовые условия животных-хватателей. Большая доступность пищи вызывает сдвиг соотношения групп зоопланктона (кладоцер и копепод). Среди других факторов, влияющих на всю структуру сообщества, следует упомянуть обрыв трофических связей из-за сдвигов сроков стратификации и перемешивания и возрастание роли микробиальной «петли» в трофической структуре сообщества.

Специфическое влияние изменения климата проявляется в том, что в условиях глобального потепления и усиления аридизации территории Молдовы в ближайшие годы

можно ожидать наступления засушливого периода, приходящегося на вторую половину лета - осень. Обострятся засухи, особенно атмосферные, предполагается усиление и учащение экстремальных погодных явлений, в том числе ливневых дождей, уменьшение влагообеспеченности территории и снижение уровня грунтовых вод. Потепление климата ведет к уменьшению суммарного стока Днестра, изменится режим паводков. Увеличатся колебания границ водоемов, снизится срок функционирования временных водных биотопов в долине, может сократиться их число. Сокращение суммарного стока реки и прогрессирующая аридизация могут резко обострить экологическую ситуацию на территории Молдовы в целом, ускорить деградацию уязвимых водно-болотных экосистем и снизить продуктивность водных объектов. Этот прогноз, представленный в «Концепции региональной стратегии адаптации к изменению климата» [8] в полной мере реализовался в жарком и засушливом 2022 г.

Процессы, угрожающие водным экосистемам, связанные с уменьшением суммарного стока и повышением испарения с водного зеркала, ухудшающим условия жизни во многих водных объектах, вследствие изменения температурного, гидрологических и гидрохимических режимов приведут к: а) усилению фрагментации экосистем Днестра в периоды засух; б) смещению репродуктивных циклов гидробионтов; в) дальнейшему появлению и развитию популяций видов-вселенцев; г) усилению загрязнения во многих формах (растворенные органические вещества, патогены, тепловое загрязнение и т.д.) с негативными последствиями для экосистем, здоровья человека, надежности систем водоснабжения и эксплуатационных расходов на эти системы.

Водные экосистемы – исключительно удобные индикаторы изменения климата. В отличие от наземных экосистем они суммируют и усиливают самую разную информацию со всего водосбора. Многие интегральные показатели состояния экосистем измеряются в водоемах проще, чем в наземных биоценозах [8]. Водно-болотные угодья относятся к числу самых уязвимых экосистем при изменении климата. Происходящее изменение климата, в сочетании с антропогенным стрессом, может нарушить сложившееся в них неустойчивое экологическое равновесие, вызвать негативные тренды в качестве воды, привести к снижению или потере их биосферных и социальных функций. Их уязвимость на фоне общего экологического регресса уже сейчас со всей остротой проявляется в маловодные и критически засушливые годы, которые можно рассматривать как аналоги прогнозируемого потепления и аридизации климата. В зоне потребления стока рек, наряду с прогревом водной массы, увеличивается заиленность и загрязненность донных отложений, зарастание русел макрофитами и нитчатыми зелеными водорослями [8, 77].

Существуют различные подходы к уменьшению потенциальной уязвимости водных систем к воздействию изменения климата. На национальном/региональном уровне в числе наибольших приоритетов можно назвать усиление внимания к комплексному управлению водными ресурсами, использованию речных бассейнов в качестве единиц при управлении водными ресурсами.

В условиях сложившегося водного дефицита, уязвимости природно-ландшафтных объектов и прогрессирующей аридизации климата, для сохранения и поддержания экологических и социально-полезных функций водных экосистем нужны организованная стратегия управления и меры адаптации, которые должны быть направлены на [8]:

- развитие политического диалога в управлении трансграничными водными ресурсами для обеспечения экологического равновесия и социальных нужд населения в бассейне трансграничной реки Днестр и реализации на практике в качестве обычной и обязательной нормы санитарных и экологических попусков;

- развитие и совершенствование системы комплексного экологического мониторинга водных экосистем, включая инвентаризацию различных типов водных экосистем, возрождение и развитие фонового мониторинга, научные исследования и распространение информации о влиянии климата на состояние водных экосистем;

- комплексное управление водными экосистемами;

- создание более благоприятных гидрологических условий, обеспечивающих удовлетворительное состояние пойменных водоемов, как необходимых элементов общей адаптационной стратегии.

Вышеизложенное и предложенные нами меры адаптации к изменению климата в полной мере соответствуют Водной рамочной директиве Европейского союза.

Вопросы влияния климатических изменений на водные экосистемы в основном рассматриваются на примере морских экосистем, преимущественно северных и, в меньшей степени, на примере поверхностных вод. В донных сообществах морских экосистем ответ на климатические колебания оказывается замедленным и может составлять у ряда видов доминантов от 3 до 7 лет. В отличие от планктонных сообществ зообентос более консервативно реагирует на межгодовую климатическую изменчивость. По целому ряду причин именно изменения в структуре, биомассе и видовом составе донных биоценозов могут считаться наиболее достоверными свидетельствами влияния климатических флуктуаций на экосистему. В трофической структуре зообентоса наблюдается увеличение доли детритофагов-собирателей в теплые периоды вследствие

повышения первичной продукции и, соответственно, нарастания массы органического вещества, поступающего на дно [88, 89, 92].

Среди пресноводных экосистем моделями изменений климатических условий в сторону потепления являются водоемы-охладители ТЭС и АЭС. Материалы, полученные в ходе исследований влияния техногенного повышения температуры, еще недостаточно используются гидробиологами, изучающими последствия климатических изменений [130]. Будучи подверженным термофикации, Кучурганское водохранилище может служить модельным водоемом для исследования влияния изменения климата на поверхностные воды Молдовы. При этом следует принимать во внимание, что техно-экосистема водоема-охладителя Молдавской ГРЭС находится также под мощным антропогенным воздействием, что обуславливает функционирование гидробиоценоза в условиях воздействия комплекса природных и антропогенных факторов.

Под воздействием совокупности природных и антропогенных факторов находится и экосистема Дубоссарского водохранилища. Так как Дубоссарское водохранилище контрастно отличается от Кучурганского по гидрологическим характеристикам, то и характер влияния климатических изменений будет различным. В Дубоссарском водохранилище изменение климата проявится, с одной стороны, в сокращении стока, а с другой – его неравномерности с резкими колебаниями; повышении температуры воды; дальнейшем зарастании высшими водными растениями, заилении и ухудшении качества воды. Эти негативные последствия изменения климата будут усиливаться под воздействием на экосистему реки ДГЭК.

Основным фактором климатических изменений, приводящим к неравномерности и резким колебаниям стока, является неравномерный характер выпадения осадков, приводящий к наводнениям. Величина и частота наводнений на реках Европы имеет устойчивую тенденцию к росту, что обусловлено, как изменениями климата, ландшафтов, так и неэффективной эксплуатацией земельных и водных ресурсов. Эти явления актуальны и для экосистемы Днестра. Так в июле-августе 2008 г. вышеуказанные причины, а также вынужденный сброс больших объемов воды с Новоднестровской ГАЭС привели к катастрофическому подъему уровня воды в реке на 7-9 м, а в районе Тирасполя – более 12 м. В результате берегозащитные сооружения были частично прорваны и вода затопила пойменные поля и сады и непосредственно приблизилась к многоэтажным жилым домам. Только на левобнрежье Днестра было подтоплено более 800 домов и эвакуировано около двух тысяч человек [312].

Наряду с различиями генезиса и гидрологии Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ, развитие их донной фауны находится под влиянием комплекса природных и антропогенных факторов. Об этом свидетельствует многолетняя динамика численности и биомассы зообентоса этих трансформированных водных объектов (рис. 5.1, 5.2).



Рис. 5.1. Динамика изменения численности (экз./м^2) «мягкого» зообентоса в Кучурганском и Дубоссарском водохранилищах, 2011-2021 гг.



Рис. 5.2. Динамика изменения биомассы (г/м^2) «мягкого» зообентоса в Кучурганском и Дубоссарском водохранилищах, 2011-2021 гг.

Сравнивая динамику количественного развития «мягкого» зообентоса Дубоссарского водохранилища руслового типа с контрастным Кучурганским водохранилищем озерного типа, выполняющим функцию водоема-охладителя Молдавской ГРЭС, видны схожие флуктуации в динамике численности и, особенно, биомассы бентоса (рис. 5.2). Т.к. эти контрастные водохранилища находятся в одной климатической и географической зоне, но различаются комплексом влияния антропогенных факторов, гидрологией и гидрохимическими показателями качества воды, можно предположить, что данные колебания численности и биомассы бентоса связаны с геоклиматическими изменениями. Рассмотрев динамику численности (рис. 5.3) и биомассы (рис. 5.4) «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища в условиях изменения уровня термофикации водоема-охладителя, можно прогнозировать, как отреагируют донные сообщества Дубоссарского водохранилища на потепление климата.

Период слабой тепловой нагрузки на водоем-охладитель Молдавской ГРЭС характеризовался повышением температуры воды на отдельных его участках. Наиболее подверженным термофикации оказался нижний участок, где среднегодовая температура воды составила 16,3 ^{o}C, что на 3,7 ^{o}C выше, чем в 1964-1965 гг. и на 4,9 ^{o}C выше естественной. Незначительная термофикация не повлияла на видовой состав зообентоса водохранилища, который остался на уровне периода естественного термического режима, включал 190 видов гидробионтов с преобладанием олигохет, хирономид, моллюсков и понто-каспийских ракообразных.

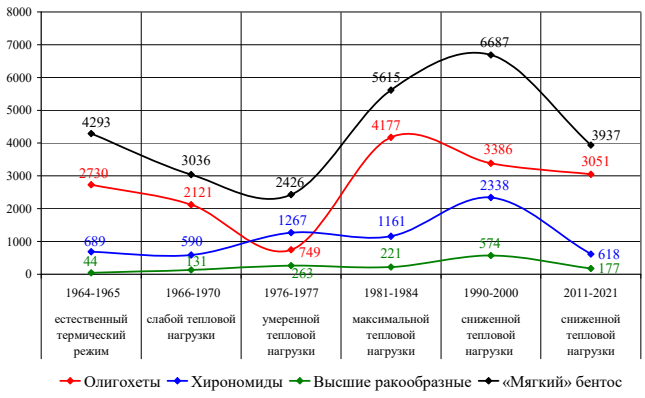


Рис. 5.3. Изменение численности (экз./м^2) основных групп зообентоса Кучурганского водохранилища в зависимости от уровня тепловой нагрузки

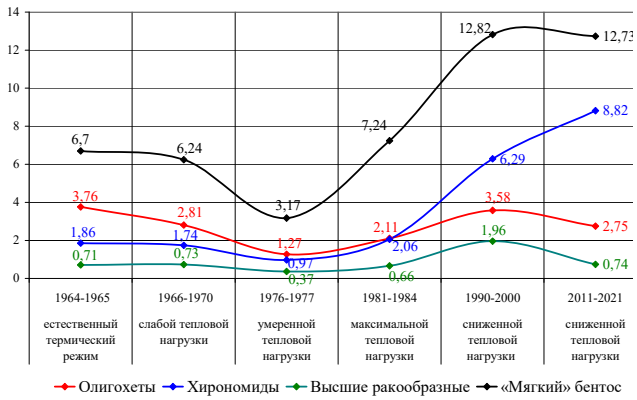


Рис. 5.4. Изменение биомассы (г/м^2) основных групп зообентоса Кучурганского водохранилища в зависимости от уровня тепловой нагрузки

Количественное развитие зообентоса Кучурганского водохранилища характеризовалось незначительным снижением показателей численности и биомассы, особенно холодолюбивых форм бентоса. Олигохеты и хирономиды несколько снизили свои продукционные показатели, а высшие ракообразные и моллюски, наоборот, отреагировали на небольшое повышение среднегодовых температур воды водохранилища незначительным ростом численности и биомассы своих популяций.

Умеренная термофикация водоема-охладителя способствовала тому, что зообентос водохранилища, за исключением олигохет, которые почти в 3 раза снизили свою численность, продолжил увеличивать численность своих популяций, снизив при этом биомассу.

В период максимального уровня термического воздействия на Кучурганское водохранилище, температура воды повысилась на 3-5 ^{o}C (на верхнем, наименее обогреваемом участке - на 7 ^{o}C) по сравнению с периодом естественного термического режима). Видовое разнообразие донных сообществ сократилось на 70 видов, главным образом за счет стенобионтных, холодолюбивых форм со слабой адаптивной способностью к изменению условий среды обитания. Среди элиминированных гидробионтов оказались 26 видов амфибиотических насекомых, в том числе 12 видов хирономид (в том числе *Cryptocladopelma fridmanae, Cryptochironomus rolli, Corynoneura celeripes*), по 12 видов олигохет (включая *Aulodrilus pluriseta*, *Nais variabilis*, *Trichodrilus pragensis* и др.) и высших ракообразных (*Pontogammarus sarsi*, *Paramysis kessleri sarsi*, *Stenogammarus compressus*, *Amatilina cristata, Pseudocuma graciloides* и др.) и 20 видов моллюсков (в том числе *Anisus spirorbis*, *Euglesa henslowana*, *Hypanis laeviuscula fragilis*, *Valvata pulchella*, *Valvata cristata*, *Fagotia acicularis*), которые и прежде в водохранилище

были немногочисленны.

Донные беспозвоночные гидробионты по-разному отреагировали на возросший уровень термофикации водохранилища. Олигохеты, после спада численности в период слабой и умеренной термофикации, резко увеличили свою численность, достигнув максимальных ее величин за весь период функционирования водохранилища в качестве водоема-охладителя. Хирономиды сохранили свой биопродукционный потенциал. Численность и биомасса большинства групп вторично-водных гидробионтов (поденок, ручейников, стрекоз и др.), за исключением личинок хирономид, под влиянием подогрева воды сократились. Моллюски в условиях повышенной термофикации также снизили численность своих популяций.

Таким образом, нами установлено, что в результате возросшей термофикации водного объекта произошло изменение структуры сообществ зообентоса с выпадением из состава донной фауны чувствительных к тепловому воздействию видов олигохет, амфибиотических насекомых, высших ракообразных и моллюсков. Экологически устойчивые эвритермные виды выдержали стрессовое тепловое воздействие, проявили в экстремальных условиях высокие адаптивные способности, увеличив, тем самым численность своих популяций.

Период сниженного уровня термофикации Кучурганского водохранилища в период 1990-2000 гг. характеризовался дальнейшим ростом численности и биомассы хирономид и высших ракообразных и снижением численности олигохет при одновременном увеличении их биомассы. В последующий период (2011-2021 гг.) имело место сокращение численности всех групп «мягкого» зообентоса, снизилась и их биомасса за исключением хирономид, которая в этот период достигла максимальных значений за весь период функционирования водного объекта в качестве водоема-охладителя ТЭС.

Исходя из вышеизложенного и экстраполируя реакцию донных беспозвоночных сообществ Кучурганского водохранилища на изменение термического режима водоема-охладителя, можно предположить, что потепление климата будет способствовать постепенному росту численности и биомассы бентоса Дубоссарского водохранилища до определенного предела, после чего будет иметь место снижение продукционных показателей зообентоса, при этом они останутся выше их значений, предшествующих периоду климатических изменений.

Возникает вопрос: сообщества донных беспозвоночных какого из водохранилищ более устойчивы к воздействию комплекса природных (включая климатические изменения) и антропогенных факторов?

Проблема стабильности и устойчивости экосистем и входящих в их состав сообществ организмов - одна из важнейших в современной экологии. Существовать в течение длительного времени могут лишь устойчивые экосистемы и пределы их устойчивости определяются максимальными нагрузками, которые они могут выдержать, не нарушаясь [3]. Стабильность часто зависит от сложности систем, чем разнообразнее система, тем она стабильнее. Под влиянием антропогенных факторов и эвтрофировании водоемов разнообразие и стабильность систем уменьшаются. Под стабильностью также понимается способность экосистем сохраняться неизменными, либо относительно неизменными, несмотря на воздействие нарушающих факторов и противостоять изменениям, сохраняя динамическое равновесие.

В неподверженных антропогенным воздействиям экосистемах структура сообществ меняется во времени постепенно в зависимости от изменений внешних и внутренних факторов, представляя собой эволюционные процессы. При антропогенных воздействиях процессы структурных и функциональных изменений протекают с бóльшими скоростями.

Экосистемы и входящие в них сообщества организмов адаптированы к сезонным, годовым изменениям факторов внешней среды, что выражается в флюктуациях значений их структурных и функциональных характеристик, таких, как видовой состав, разнообразие, биомасса, численность, продукция и др. относительно некоторых средних величин за эти периоды времени. Сообщества бентосных организмов в разных по типу и географическому положению водоемах или водотоках обычно характеризуются средними за год или вегетационный сезон величинами биомасс или численности. Сохранение такого среднего уровня, видового состава и разнообразия отражает стабильность экосистемы во времен [3]. Таким образом, устойчивость системы может быть охарактеризована размахом колебаний в течение года или вегетационного сезона ее качественных и количественных показателей. Чем больше размах этих колебаний, тем менее устойчива система и, наоборот, с уменьшением размаха возрастает устойчивость системы.

В качестве меры устойчивости системы можно рассматривать вариабельность динамики биомассы (*ВДБ*), т.к. с биомассой связаны все функциональные и некоторые структурные характеристики экосистем и сообществ организмов. По мере упрощения структуры сообществ и экосистем возрастает амплитуда сезонных колебаний их функциональных характеристик, в том числе *ВДБ*. Наиболее устойчивы сообщества и экосистемы с более высоким разнообразием, в которых доминируют стенобионтные виды

[7]. Рассмотрим, в качестве меры устойчивости донных сообществ водохранилищ бассейна Днестра, вариабельность динамики их биомассы, представленную в табл. 5.1.

Таблица 5.1. Вариабельность динамики биомассы основных групп «мягкого» зообентоса Дубоссарского (ДВ) и Кучурганского (КВ) водохранилищ, 2011-2021 гг.

год		Группа зообентоса				
		Олигохеты	Хирономиды	Высшие ракообразные	Ceratopogonidae	«Мягкий» бентос
2011	ДВ	1,23	1,87	2,07	2,60	1,61
	КВ	0,53	0,51	0	1,10	1,71
2012	ДВ	0,99	0,37	2,53	1,22	0,72
	КВ	1,46	0,40	2,98	2,17	1,27
2013	ДВ	0,67	1,42	1,33	1,0	0,61
	КВ	1,05	0,68	2,0	0,33	1,51
2014	ДВ	0,95	0,43	2,15	1,33	0,14
	КВ	1,22	0,84	0,86	2,33	1,40
2015	ДВ	0,77	0,43	2,27	3,33	0,60
	КВ	1,40	2,41	1,13	2,66	1,34
2016	ДВ	0,15	0,89	0,82	1,14	0,45
	КВ	1,03	1,72	2,14	3,0	1,28
2017	ДВ	0,17	0,39	1,74	1,45	0,25
	КВ	0,12	1,30	1,59	3,0	1,09
2018	ДВ	0,34	0,30	0,84	0,72	0,28
	КВ	0,54	0,53	0,64	1,46	0,52
2019	ДВ	0,43	0,24	1,65	1,68	0,33
	КВ	0,23	0,30	1,40	0,57	0,24
2020	ДВ	0,45	0,31	0,61	0,60	0,37
	КВ	0,51	0,09	1,25	0,89	0,04
2021	ДВ	0,47	1,05	0,75	1,5	0,84
	КВ	1,46	1,48	1,33	1,30	1,43
Сред.	ДВ	**0,60**	**0,70**	**1,52**	**1,50**	**0,56**
	КВ	**0,87**	**0,93**	**1,39**	**1,71**	**1,07**

Из данных табл. 5.1 следует, что среди рассмотренных групп «мягкого» зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ, хирономиды и олигохеты обладают самыми низкими значением вариабельности динамики биомассы, что характеризует эти группы гидробионтов как наиболее устойчивые и приспособленные к воздействию комплекса природных и антропогенных факторов. При этом значения *ВДБ* групп «мягкого» зообентоса, за исключением высших ракообразных, ниже в Дубоссарском водохранилище. Это свидетельствует о том, что сообщества зообентоса Дубоссарского водохранилища более устойчивы, чем Кучурганского и, соответственно, более адаптированы к воздействию природных и антропогенных факторов. Устойчивость зообентоса Дубоссарского водохранилища к воздействию комплекса факторов обусловлена тем, что условия обитания здесь менее стабильны, чем в Кучурганском водохранилище. Таким образом, бентосные сообщества водохранилищ речного типа в

сравнении с сообществами зообентоса водохранилищ озерного типа являются более устойчивыми в условиях изменения климата и антропогенных факторов и обладают бóльшим адаптивным потенциалом.

Негативное воздействие природных и антропогенных факторов приводит к росту функциональной роли донных гидробионтов в процессах накопления тяжелых металлов и развитии паразитарных сообществ, жизненные циклы которых связаны с зообентосом. Особенно четко это проявляется в Кучурганском водохранилище.

Организмы зообентоса активно накапливают тяжелые металлы, обладая различной степенью накопительной способности по отношению к ним, которая зависит от таксономической принадлежности донных гидробионтов. Среди представителей зообентоса Кучурганского водохранилища наибольшей накопительной способностью по отношению к V, Mo и Zn обладает *Dreissena polymorpha*, к Cu - *Viviparus viviparus*, к Pb и Ni - хирономиды. Минимальной накопительной способностью к большинству металлов обладают мизиды. Донные беспозвоночные четко отражают динамику накопления металлов в водоемах, особенно в донных отложениях, и могут выступать в качестве организмов-индикаторов в биологическом мониторинге накопления металлов в поверхностных водах.

В сравнении с водными объектами с естественным термическим режимом, в водохранилищах-охладителях наблюдается более богатый видовой состав паразитофауны, который характеризуется высокой степенью экстенсивности и интенсивности инвазий как на уровне окончательных, так и промежуточных хозяев, в качестве которых выступают организмы зообентоса, играющие важную роль в развитии и распространении паразитарных сообществ водоемов.

В условиях воздействия природных и антропогенных факторов в водных объектах бассейна Днестра активизируются процессы биологических инвазий, что хорошо видно на примере высших ракообразных. Появление в Днестре теплолюбивой пресноводной креветки *Macrobrachium nipponense* демонстрирует, как изначально антропогенный фактор (ее вселение в Кучурганское водохранилище) в совокупности с природными (повышение среднегодовых температур воды Днестра с 9,8 ^{o}C в 1950-1980-хх гг. до 11,1 ^{o}C в 2000-2020 гг.) способствовали расширению ее ареала в бассейне Днестра. Успешно акклиматизировавшись в Кучурганском водохранилище, креветка сформировала здесь устойчивую популяцию. Температура, как ограничивающий фактор, препятствовала долгое время теплолюбивой креветке расширить свой ареал в бассейне Днестра. Климатические изменения последних десятилетий способствовали повышению

среднегодовых температур воды Нижнего Днестра, что позволило креветке, попав в Днестр, не только адаптироваться, но и подняться вверх по течению, что дает ей возможность расширить свой ареал и Дубоссарским водохранилищем, при условии, что она сможет туда попасть.

Ярким примером воздействия антропогенных факторов, способствующих биологическим инвазиям, является появление и создание устойчивой популяции в Кучурганском водохранилище североамериканского краба *Rhithropanopeus harrisi.* Ограничивающим фактором распространения этого инвазивного вида является минерализация воды, поэтому расширив свой ареал до черноморских лиманов, он не смог попасть в Днестр. В течение длительного периода времени под воздействием функционирования Молдавской ГРЭС и накопительного эффекта минерализация водохранилища возросла до 2367 мг/л, что позволило крабу, попав в водоем-охладитель, успешно здесь акклиматизироваться и создать устойчивую популяцию.

Таким образом, определяющим фактором в распространении инвазивных видов в водохранилищах Днестра является антропогенный, который проявляется в преднамеренной и непреднамеренной интродукции гидробионтов с одной стороны, и изменении условий среды их обитания с другой. Климатические изменения в большей степени отразятся на процессах биологических инвазий в Днестре и Дубоссарском водохранилище, и приведут, главным образом, к появлению теплолюбивых видов.

Исходя из вышеизложенного, концепция формирования и функционирования зообентоса водохранилищ бассейна Днестра в условиях воздействия природных и антропогенных факторов сводится к следующим положениям:

1. В результате воздействия комплекса природных и антропогенных факторов водохранилища бассейна Днестра преобразуются в природно-техногенные системы.
2. В водохранилищах Днестра, в отличие от морских экосистем, которые более стабильны и изменяются под воздействием климатических изменений, трансформацию донных сообществ детерминирует совокупность антропогенных и климатических изменений при определяющем влиянии антропогенных.
3. Среди водохранилищ бассейна Днестра Кучурганское водохранилище-охладитель Молдавской ГРЭС может служить модельным водным объектом трансформации пресноводной экосистемы под воздействием климатических изменений в сторону потепления.
4. Потепление климата в большей степени проявится в экосистеме Дубоссарского водохранилища, что приведет к угнетению холодолюбивых реофильных форм

бентоса и будет способствовать постепенному росту численности и биомассы эврибионтных и теплолюбивых форм до определенного предела, после чего будет иметь место снижение продукционных показателей бентоса, и их стабилизация до уровня выше их значений, предшествующих периоду климатических изменений.

5. Климатические изменения будут способствовать ухудшению паразитологической ситуации в Дубоссарском водохранилище, приведут к обогащению видового состава паразитофауны, особенно той, которая в циклах своего развития в качестве промежуточных хозяев использует организмы зообентоса.
6. Адаптивный потенциал зообентоса Кучурганского водохранилища к потеплению климата выше, чем бентоса Дубоссарского и ограничен уровнем термофикации водоема-охладителя до 30 ^{o}C.
7. Усиление антропогенного воздействия, способствующее загрязнению водохранилищ Днестра тяжелыми металлами, приведет к росту их концентраций в организмах зообентоса, особенно моллюсков и хирономид.
8. В зообентосе водохранилищ бассейна Днестра хирономиды и олигохеты являются наиболее устойчивыми и приспособленными к воздействию комплекса природных и антропогенных факторов.
9. Донные сообщества водохранилищ речного типа в сравнении с сообществами зообентоса водохранилищ озерного типа обладают большим адаптивным потенциалом и являются более устойчивыми к воздействию комплекса антропогенных факторов.
10. Изменение климата, наряду с антропогенными факторами, становится определяющим дальнейшую трансформацию донных сообществ водных объектов бассейна Днестра.
11. Сообщества зообентоса, долгое время находящиеся под воздействием антропогенных факторов, способны легче адаптироваться к климатическим изменениям.
12. Усиление влияния природных и антропогенных факторов на водные объекты бассейна Днестра активизирует процессы биологических инвазий, которые при антропогенном воздействии проявятся в изменении условий среды обитания и интродукции гидробионтов, а при климатических изменениях приведут к инвазиям теплолюбивых видов гидробионтов в Днестре и Дубоссарском водохранилище.

ОБЩИЕ ВЫВОДЫ И ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ

Выводы

1. Многолетние исследования сообществ донных беспозвоночных свидетельствуют о том, что Дубоссарское и Кучурганское водохранилища являются техногенными водными экосистемами, сильно преобразованными гидро- и теплоэнергетикой, требующие постоянного комплексного мониторинга и внедрения мероприятий по оздоровлению их гидробиоценозов и поддержанию их гидроэкологических режимов [218, 221, 244].
2. Создание Дубоссарского водохранилища на Днестре привело к резкому уменьшению видового разнообразия, особенно лито- и псаммореофильной фауны, появлению интродуцированных видов ракообразных, а зообентос из реофильного типа преобразовался в более пелореофильный с преобладанием олигохетно-хирономидного комплекса. После ввода в эксплуатацию Днестровского гидроэнергетического комплекса начался второй, более существенный этап воздействия гидростроительства на экосистему Днестра, приведший к полному преобладанию пелофильных сообществ донных беспозвоночных, снижению биомассы «мягкого» бентоса и увеличению доли инвазивных видов [17, 213, 242, 244, 260].
3. Сукцессии зообентоса Кучурганского водохранилища-охладителя определяются, главным образом, уровнем термофикации и степенью загрязнения воды, вызванными работой Молдавской ГРЭС. С 2000 г. по настоящее время уровень термофикации водоема-охладителя снизился, но вследствие недостаточного водообмена между водохранилищем и р. Днестр усилились процессы осолонения воды, особенно за счет роста концентрации хлоридов и сульфатов, нарушена миграция химических веществ в системе «вода - донные отложения», что и провоцирует дальнейшее снижение численности «мягкого» зообентоса, за исключением олигохет, при росте его биомассы [72, 186, 194, 203, 216, 240, 244].
4. Сообщества донных беспозвоночных Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ, в большинстве своем, представлены теплолюбивыми палеарктическими видами голарктического царства (в основном олигохетами и хирономидами), включая понто-каспийских реликтов (полихет, высших ракообразных и моллюсков), а также появившимися в последние десятилетия инвазивными североамериканскими и юго-восточноазиатскими видами. Наибольшее сходство видового состава присуще понто-

каспийской фауне водохранилищ, массовое распространение которой является результатом ее исторической иммиграции, продолжающейся до настоящего времени [205, 219, 221, 224, 244, 347].

5. Инвазивную фауну донных беспозвоночных Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ, помимо понто-каспийских видов (27), представляют североамериканские (4) и юго-восточноазиатские (3) виды. Доля понто-каспийских и инвазивных видов в зообентосе Дубоссарского водохранилища составляет 16%, Кучурганского - 21,4%. В Кучурганском водохранилище автором впервые отмечены и детально описаны два новых инвазивных вида – дрейссена бугская *Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897) и североамериканский грязевой краб *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841). Благоприятные условия обитания грязевого краба в водохранилище позволили сформировать здесь устойчивую популяцию данного вида [99, 182, 192, 215, 220, 229, 241, 244].
6. Донные беспозвоночные составляют основу кормовой базы рыб бентофагов в исследованных водных экосистемах. В процессах пищеварения у рыб, помимо ферментов, синтезируемых их пищеварительной системой, участвуют ферменты объектов питания – организмов зообентоса, реализующие индуцированный аутолиз. Наши исследования показали, что рыбопродукционный потенциал Кучурганского водохранилища (39,29 кг/га) за счет кормового бентоса выше такового в Дубоссарском водоеме (27,51 кг/га) [53, 54, 55, 82, 210, 235, 239].
7. Исследованные водные экосистемы, согласно индекса сапробности донных беспозвоночных, а также индексов Карра и Хилтонена (C&HI), Гуднайта и Уитлея (G&WI), Кинга и Балла (C&BI), Ландбека и Сизера (L&SI), BMWP и ASPT (биоиндикационная оценка качества воды), относятся к β-α-мезосапробным водным экосистемам [18, 184, 186, 196, 201, 218, 228].
8. Донные беспозвоночные играют важную роль в формировании паразитарных сообществ водоемов, выступая в качестве промежуточного, либо второго промежуточного хозяина. Установлено, что в Кучурганском водохранилище в видовом разнообразии паразитофауны рыб преобладают трематоды (61%) и нематоды (18%), цикл развития которых происходит с участием бентосных беспозвоночных [207, 348].
9. Адаптивный потенциал зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ проявился в степени приспособительных возможностей гидробионтов к меняющимся условиям окружающей среды под воздействием комплекса природных и

антропогенных факторов, в трансформации таксономического состава и его экологических групп [185, 214, 232, 244].

10. Установлены определяющие факторы (биотические и абиотические) и уровень накопления ряда микроэлементов-металлов в организмах зообентоса, а также роль массовых видов донных беспозвоночных в биогенной миграции химических веществ. Установлено, что биоаккумулирующая способность к молибдену, ванадию и свинцу выше у *Dreissena polymorpha*, к меди – у *Viviparus viviparus*, к свинцу и никелю – у хирономид. Минимальные концентрации металлов отмечены в теле мизид. Главенствующая роль в миграции металлов в исследованных экосистемах принадлежит двустворчатым моллюскам, что обусловлено, как их высокой фильтрующей способностью, так и преобладающей биомассой, а что касается биомагнификации металлов в трофической цепи – роль «мягкого» зообентоса превалирует. Донные беспозвоночные являются достоверными организмами-индикаторами в биологическом мониторинге миграции металлов в водных экосистемах [226, 227, 244].
11. Комплексные исследования донных беспозвоночных, оценка происходящих трансформаций и адаптации бентосных сообществ в условиях изменения климата, наряду с антропогенными факторами, послужили основанием для разработки концепции формирования и функционирования бентосных беспозвоночных в водохранилищах бассейна Днестра в целях сохранения их разнообразия и устойчивого использования биологических ресурсов [8, 51, 185, 186, 209, 214, 216, 218, 236, 238, 242, 244].

Рекомендации.

1. Продолжить развитие концепции формирования и функционирования бентосных беспозвоночных в водохранилищах бассейна Днестра и дополнить ее другими группами гидробионтов в целях адаптации водных объектов Республики Молдова к климатическим изменениям и высокому уровню антропогенной нагрузки.
2. Активнее внедрять основные положения Европейской водной рамочной директивы, способствовать их распространению на Кучурганское водохранилище-охладитель Молдавской ГРЭС.
3. Расширить спектр методов биологического мониторинга поверхностных вод Республики Молдова индикаторами на основе крупных таксонов, позволяющими

проследить многолетнюю динамику их изменений. Шире использовать организмы зообентоса для мониторинга накопления и миграции металлов в поверхностных водах.

4. Для сохранения биопродукционного потенциала Кучурганского водохранилища и предотвращения ухудшения его экологического состояния необходимо мониторить тепловую нагрузку на экосистему водоема-охладителя, а также осуществлять мероприятия, направленные на улучшение водообмена и поддержание проектного уровня воды в водохранилище.
5. Кучурганское водохранилище-охладитель Молдавской ГРЭС рассматривать как модельный водный объект при изучении трансформаций пресноводных экосистем под воздействием климатических изменений.
6. На основе исследований биопродуктивности кормового зообентоса разработать мероприятия, направленные на восстановление и повышение рыбопродукционного потенциала водохранилищ бассейна Днестра.
7. Усилить мониторинг инвазивных видов в поверхностных водах Республики Молдова.
8. Основные положения и результаты диссертации рекомендуются к использованию в учебном процессе в высших учебных заведениях при подготовке специалистов биологического направления.

БИБЛИОГРАФИЯ

Источники на русском языке

1. АБАКУМОВ, В.А., КАЧАЛОВА, О.Л. Зообентос в системе контроля качества вод. В: *Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям*. Л.: Гидрометеоиздат, 1981. С. 167–174.
2. АЛИМОВ, А.Ф. Основные положения теории функционирования водных экосистем. В: *Гидробиол. журн.*, 1990. Т. 26. № 6. С. 3-12. ISSN 0375-8990.
3. АЛИМОВ, А.Ф. *Элементы теории функционирования водных экосистем*. СПб.: Наука, 2000. 147 с. ISBN 5-02-026145-9.
4. АЛИМОВ, А.Ф., ОРЛОВА, М.И., ПАНОВ, В.Е. Последствия интродукций чужеродных видов для водных экосистем и необходимость мероприятий по их предотвращению. В: *Виды-вселенцы в европейских морях России. Сборник научных трудов*. Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 2000. С. 12-23. УДК: 591.152 (261.24-268.81).
5. АЛИМОВ, А.Ф. Территориальность у водных животных и их размеры. В: *Известия АН. Серия биологическая*, 2003. № 1. С. 93-100. ISSN 1026-3470.
6. АЛИМОВ, А.Ф., БОГУЦКАЯ, Н.Г. *Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах*. КМК. Москва-Санкт-Петербург, 2004. 436 с. ISBN 5-87317-158-0.
7. АЛИМОВ, А.Ф., БОГАТОВ, В.В., ГОЛУБКОВ, С.М. *Продукционная гидробиология*. СПб: Наука, 2013. 343 с. ISBN 978-5-02-038360-9.
8. АНДРЕЕВ, А.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Влияние климата на природные экосистемы и меры адаптации. В: *Концепция региональной стратегии адаптации к изменению климата: Приднестровье*. Бендеры: Полиграфист, 2012. С. 79-129. УДК 551.583.
9. БАКАЛ, П., БУРДУЖА, Д., ДОНИКА, А., ЖЕЛЯПОВА, А., ЗАХАРИЯ, Ф., ЗЛАТЕ-ПОДАНИ, И., КАЗАНЦЕВА, О., КОРОБОВ, Р., КОЖОКАРЬ, А., ЛОЗАН, А., МЕЛИЯН, Р., МИРОН, В., ПУРЧИК, В., РАЙЛЯН, В., СЫРОДОЕВ, Г., ТРОМБИЦКИЙ, И., ТАЛПЭ, Н., **ФИЛИПЕНКО, С.** *Исследование социальных и экологических воздействий Днестровского гидроэнергетического комплекса*. UNDP, 2021. 34 с.
10. БАКАНОВ, А.И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов. В: *Биология внутренних вод*, 2000. № 1 С. 68-82. ISSN 0320-9652.
11. БАРАБАНОВА, Л.В., ДАЕВ, Е.В., ДУКЕЛЬСКАЯ, А.В. Состояние генетического аппарата ракообразных как показатель загрязнения водной среды при ранней диагностике антропогенной нагрузки. В: *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем:* Сборник тезисов докладов II Международной конференции (Санкт-Петербург, 10-14 октября 2011 г). СПб, 2011. С. 28. ISBN 978-5-86983-350-1.
12. БАРАБАНЩИКОВ, Б.И., ФРОЛОВА, Л.Л., ФИРСОВА и др. Оценка экологического состояния водоемов на основе генетического анализа зоогидробионтных организмов. В: *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем:* Сборник тезисов докладов II Международной конференции (Санкт-Петербург, 10-14 октября 2011 г). СПб, 2011. С. 29. ISBN 978-5-86983-350-1.
13. БЕЗМАТЕРНЫХ, Д.М. Современное состояние зообентоса системы озера Чаны. В: *Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия*. Борок, 2002. С. 59-60. УДК 574.5.
14. БЕЗМАТЕРНЫХ, Д.М. *Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири: аналитический обзор*. Новосибирск, 2007. 87 с. ISBN 978-5-94560-142-0.
15. БЕЗМАТЕРНЫХ, Д.М. *Зообентос равнинных притоков Верхней Оби*. Барнаул: Изд-во Алт. ун-та, 2008. 186 с. ISBN 978-5-7904-0809-0.

16. БЕЛОКОНЬ, А.С., ДВОРЕЦКИЙ, А.И., НОВИЦКАЯ, О.А., ЛАВРОВА, Т.В. Моллюски как фактор самоочищения водоемов. В: *Структура та функціональна роль тваринного населення в природних та трансформованих екосистемах*. Дніпропетровськ: ДНУ, 2001. С. 21–22. УДК 574 + 59.
17. БОГАТЫЙ, Д.П., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Сравнительный анализ динамики количественного развития основных групп макрозообентоса заповедника «Ягорлык» и Дубоссарского водохранилища. В: *Конференция памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа. The Conference dedicated Associate Professor L.L. Popa.* Тирасполь: Eco-TIRAS, 2020. С. 20-27. ISBN 978-9975-3404-1-0
18. БОГАТЫЙ, Д.П., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Оценка экологического состояния Дубоссарского водохранилища по макрозообентосу. В: *Современные проблемы биологии и экологии:* материалы докладов III Международной научно-практической конференции, 4-5 марта 2021 г. Махачкала: АЛЕФ, 2021. С. 376-379. ISBN 978-5-00128-638-7.
19. БЫЗГУ, С.Е. и др. *Дубоссарское водохранилище (Становление и рыбохозяйственное значение)*. М.: Наука, 1964. 230 с.
20. ВЛАДИМИРОВ, М.З., ТОДЕРАШ, И.К. Зообентос Дубоссарского водохранилища в зонах поступления промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод. В: *Биологические ресурсы водоемов Молдавии.* Выпуск 12. Кишинев: Штиинца, 1974. С. 116-126.
21. ВЛАДИМИРОВ, М.З. Влияние промышленно-бытового загрязнения на распределение, численность и биомассу высших ракообразных Дубоссарского водохранилища. В: *Биологические ресурсы водоемов Молдавии.* Выпуск 13. Кишинев: Штиинца, 1975. С. 143-154.
22. ВЛАДИМИРОВ, М.З. Зообентос. В: *Загрязнение и самоочищение Дубоссарского водохранилища*. Кишинев: Штиинца, 1977. С. 179-199.
23. ВЛАДИМИРОВ, М.З. Состояние популяций высших ракообразных лиманно-каспийской фауны, интродуцированных в водоемы Молдавии. В: *Комплексное использование водоемов Молдавии (Интродукция рыб и беспозвоночных)*. Кишинев, 1980. С. 157-161.
24. ВЛАДИМИРОВ, М.З., ТОДЕРАШ, И.К. Эффективность использования рыбами продукции зообентоса в Дубоссарском водохранилище. В: *Биогидроресурсы бассейна Днестра, их охрана и рациональное использование*. Кишинев: Штиинца, 1980. С. 152-159.
25. ВЛАДИМИРОВ, М.З. Запасы двустворчатых моллюсков в водоемах бассейна Днестра и их рациональное использование. В: *Эффективное использование водоемов Молдавии.* Тезисы докладов Республиканской научно-технической конференции 22-23 июля 1982 г. Кишинев, 1982. С. 126-127.
26. ВЛАДИМИРОВ, М.З., ТОДЕРАШ, И.К. Продукция дрейссены Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС и эффективность ее утилизации рыбами. В: *Рыбохозяйственные исследования прудов и естественных водоемов Молдавии*. Кишинев, 1985. С. 74-82.
27. ВЛАДИМИРОВ, М.З. Влияние термофикации водоемов-охладителей ТЭС на количественное развитие теплолюбивых каспийских видов зообентоса. В: *Современное состояние экосистем рек и водохранилищ бассейна Днестра*. Кишинев: Штиинца, 1986. С. 60-67.
28. ВЛАДИМИРОВ, М.З., ТОДЕРАШ, И.К. Качественный состав и количественное развитие макрозообентоса. В: *Биопродукционные процессы в водохранилищах-охладителях ТЭС*. Кишинев: Штиинца, 1988. С. 130–138. ISBN 5-376-00440-6.

29. ВЛАДИМИРОВ, М.З., ТОДЕРАШ, И.К. Видовая структура и количественное развитие зообентоса. В: *Экосистема Нижнего Днестра в условиях усиленного антропогенного воздействия*. Кишинев, 1990. С. 169–177. ISBN 5-376-00704-9.
30. ВЛАДИМИРОВ, М.З. Оценка современного санитарно-биологического состояния Дубэсарского водохранилища по индексам сапробности макрозообентоса. В: *Congresul II al hidrobiologilor din Moldova*. Chişinău, 1991. С. 23-24.
31. ВЛАДИМИРОВ, М.З., ТОДЕРАШ, И.К. Спектр питания массовых видов рыб в некоторых водных экосистемах бассейна Днестра и степень использования кормовых ресурсов зообентоса. В: *Академику Л.С. Бергу – 125 лет:* Сборник научных статей. Бендеры, 2001. С. 62-65. ISBN 9975-78-153-5.
32. ВОРОНИН, М.Ю., ЕРМОХИН, М.В. Фауна и экология высших ракообразных бентоса водоема-охладителя Балаковской АЭС. В: *Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия*. Борок, 2002. С. 11-19. УДК 574.5.
33. ВОРОНИН, М.Ю., ЕРМОХИН, М.В. Стабильность сообществ макрозообентоса в водоёме-охладителе Балаковской АЭС. В: *Поволжский экологический журнал*, 2014 № 1 С. 97–102. ISSN 1684-7318.
34. ВОРОНИН, М.Ю. Многолетний мониторинг макрозообентоса водоема-охладителя Балаковской АЭС. В: *Известия Саратовского университета. Серия: Химия. Биология. Экология*, 2019. Т. 19. Вып. 4. С. 461-473. ISSN 1816-9775.
35. ВОРОНИН, М.Ю., ЕРМОХИН, М.В. Прогноз эколого-экономических последствий трансформации макрозообентоса водоема-охладителя Балаковской АЭС при увеличении тепловой нагрузки. В: *Инновационные подходы к обеспечению устойчивого развития социо-эколого-экономических систем:* Материалы II Международной конференции, Самара-Тольятти, 20-21 мая 2015 г. Самара: Изд-во Самар. гос. экон. ун-та, 2015. С. 24-29. ISBN 978-5-94622-563-2.
36. ГЕЛАШВИЛИ, Д.Б., ЗИНЧЕНКО, Т.Д., ВЫХРИСТЮК, Л.А., КАРАНДАШОВА, А.А. Интегральная оценка экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и гидробиологическим показателям. В: *Изв. СамНЦ РАН*, 2002. № 2. С. 270-275. ISSN 1990-5378.
37. *Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины* / Протасов А.А., Сергеева О.А., Кошелева С.И. и др. Киев: Наукова думка, 1991. 192 с. ISBN 5-12-002075-5.
38. ГОНТЯ, Ф.А. *Малакофауна водоемов бассейна Днестра*. Автореф. дис… канд. биол. наук. Кишинев, 1985. 22 с.
39. ГОНЧАРЕНКО, Т.А., СТАРКО, Н.В., ГЛУЩЕНКО, Л.Ф., КОЛЕСНИК, А.В. Характеристика бентофауны озер Лиманской группы. В: *Матеріали міжнародної науково–практичної конференції «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»:* Зб. наук. ст. у 2–х т. Т. 1. УкрНДІЕП. Х.: Райдер, 2005. С. 271–274. ISBN 966-8246-18-7.
40. ГОРЕЛИКОВА, Н.М. Оценка качества воды Воткинского водохранилища по биологическим показателям. В: *Биологическая продуктивность и качество воды Волги и её водохранилищ*. М., 1984. С. 117–122. УДК 574.5(282.247.411(063).
41. ГРИГОРЬЕВА, И.Л., ФЕДОРОВА, Л.П., ЧЕКМАРЕВА, Е.А. Современное гидроэкологическое состояние Иваньковского водохранилища в районе отвода подогретых вод от Конаковской ГРЭС. В: *Вестник ТвГУ. Серия «География и Геоэкология»*, 2019. № 1 (25). С. 23-38. ISSN 2226-7719.
42. ДАУС, М.Е., ПОЛИЩУК, А.А. Оценка качества воды малых рек бассейна Нижнего Днестра. В: *Managementul bazinului transfrontalier Nistru în cadru noului acord bazinal:* Materialele Conf. Intern., 20-21 sept. 2013. Chişinău: Eco-Tiras, 2013 (Tipogr. "Elan Poligraf"). С. 85-90. ISBN 978-9975-66-353-3.

43. ДЕДЮ, И.И. Объем, распространение и некоторые стороны экологии мизид рода *Paramysis (Czern.)* в водоемах бассейна реки Днестра. В: *Биологические ресурсы водоемов Молдавии.* Выпуск 4. Кишинев: Штиинца, 1966. С. 50-53.
44. ДЕДЮ, И.И. Род *Dikerogammarus* Stebb. (Crustecea: Amphipoda) в водоемах бассейнов рек Днестра и Прута. В: *Известия Академии наук Молдавской ССР.* № 1, 1966. С. 25-30.
45. ДЕДЮ, И.И. *Амфиподы пресных и солоноватых вод юго-запада СССР*. Кишинев: Штиинца, 1980. 224 с.
46. ДЕДЮ, И.И., ТОМНАТИК, Е.Н., КРИВЦОВА, О.Т. Новый антропогенный фактор воздействия на речные экосистемы – добыча строительных материалов из русел рек и его экологическое прогнозирование. В: *IV съезд Всесоюзного гидробиол. общества.* 3 часть. Киев, 1981. С. 15-17.
47. ДОБРОВОЛЬСКИЙ, Г.В. О развитии некоторых концепций учения о биосфере. В: *Вода: технология и экология*, 2007. № 1 С. 63–68. ISSN 1993-8764.
48. ДОЛГОВ, Ю.А. *Статистическое моделирование*. Тирасполь: РИО ПГУ, 2002. 280 с. ISBN 9975-9630-1-3.
49. ЖУКИНСКИЙ, В.Н., ХАРЧЕНКО, Т.А., ЛЯШЕНКО, А.В. Адвентивные виды и изменение ареалов аборигенных гидробионтов в поверхностных водных объектах Украины. Сообщение 1. Водные беспозвоночные. В: *Гидробиологический журнал,* 2006. Т. 42. № 6. С. 3-21. ISSN 0375-8990.
50. ЖУКОВА, Т.В. Роль дрейссены (*Dreissena polymorpha* Pallas) в функционировании Нарочанских озер (обзор). В: *Труды ИБВВ РАН,* вып. 89(92), 2020. С. 62-70. ISSN: 2712-8377.
51. ЗВЕЗДИНА, Т.Н., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Гидростроительство как фактор антропогенного воздействия на экосистемы. В: *Hydropower impact on river ecosystem functioning:* Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019. Tiraspol: Eco-Tiras, 2019 (Tipogr. «Print-Caro»). С. 123-126. ISBN 978-9975-56-690-2.
52. ЗИНЧЕНКО, Т.Д., ВЫХРИСТЮК, Л.А, ШИТИКОВ, В.К. Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям. В: *Изв. СамНЦ РАН*, 2000. Т. 2. № 2. С. 233-243. ISSN 1990-5378.
53. ЗОЛОТАРЕВА, Г.В., КУЗЬМИНА, В.В., ШЕПТИЦКИЙ, В.А., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Характеристика пищеварительных гидролаз рыб разных видов и их объектов питания из Кучурганского водохранилища. В: *«Pontus Euxinus 2015»:* тезисы IX Всероссийской научно-практической конференции молодых ученых (с международным участием) по проблемам водных экосистем, посвященной 100-летию со дня рождения д.б.н., проф., чл.-кор. АН УССР В. Н. Грезе (17-20 ноября 2015 г.). Севастополь: DigitPrint, 2015. С. 70-72. ISBN 978-5-905277-59-7.
54. ЗОЛОТАРЕВА, Г.В., КУЗЬМИНА, В.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Характеристика активности гликозидаз беспозвоночных – потенциальных объектов питания планкто- и бентофагов Кучурганского водохранилища. В: *Биоразнообразие и факторы, влияющие на экосистемы бассейна Днестра.* Материалы научно-практической конференции (с международным участием). Тирасполь, 16-17 ноября 2018 г. Тирасполь: Eco-TIRAS, 2018. С. 234-237. ISBN 978-9975-56-578-3.
55. ЗОЛОТАРЕВА, Г.В., ЧОРНАЯ, Е.Ю., ТАЛПА, Г.В., КУЗЬМИНА, В.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ШЕПТИЦКИЙ, В.А. Влияние температуры на активность протеиназ у рыб и их объектов питания из Кучурганского водохранилища. В: *Hydropower impact on river ecosystem functioning:* Proceedings of the International

Conference, Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019. Tiraspol: Eco-Tiras, 2019 (Tipogr. «Print-Caro»). C. 127-130. ISBN 978-9975-56-690-2.
56. ЗУБКОВА, Е.И. *Закономерности распределения, миграции и роль микроэлементов в функционировании водных экосистем Молдовы*. Автореф. дис… доктора хабилитат биол. наук. Кишинэу, 1999. 39 с.
57. ЗУБКОВА, Е.И. Металлы в поверхностных водах Республики Молдова. В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья:* Материалы Международной научно-практической конференции. Тирасполь, 28-30 марта 2001 г. Тирасполь: РИО ПГУ – Экоднестр, 2001. С. 109–110. ISBN 9975-9630-0-5.
58. ЗУБКОВА, Е.И. Динамика главных ионов и минерализация воды Кучурганского водоема-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Managementul bazinului transfrontalier al fl. Nistru şi directiva-cadru a apelor a Uniunii Europene.* Chişinau, 2008. С. 378-382. ISBN 978-9975-66-089-1.
59. ЗУБКОВА, Е.И., ЗУБКОВА, Н.Н. Исследование распределения, миграции и роли микроэлементов в поверхностных водах. В: Материалы Международной конференции *«Управление бассейном трансграничного Днестра в условиях нового бассейнового договора».* Кишинев 20-21 сентября 2013 г. Кишинев, 2013 г. С. 111-118. ISBN 978-9975-66-353-3.
60. ЗУБКОВА, Е.И., ПРОТАСОВ, А.А., БИЛЕЦКИ, Л.И., УНГУРЯНУ, Л.Н., ЗУБКОВА, Н.Н., ТИХОНЕНКОВА, Л.А., ФИЛИПЕНКО, Е.Н., СИЛАЕВА, А.А. Накопление и миграция ванадия и молибдена в гидробионтах Кучурганского водоема-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды:* тез. докл. V Междунар. науч. конф., 12–17 сент. 2016 г., Минск – Нарочь. Минск: Изд. центр БГУ, 2016. С. 73-75. ISBN: 978-985-553-378-9.
61. ЗУБКОВА, Е.И., БАГРИН, Н.И., БИЛЕЦКИ, Л.Н., ТРОМБИЦКИЙ, И.Д., ЗУБКОВА, Н.Н., ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Оценка воздействия энергетики на водные экосистемы бассейна реки Днестр. В: *Интегрированное управление бассейном трансграничного Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы:* Материалы международной конференции, Тирасполь, 26-27 октября 2017 года. Eco-TIRAS, 2017 (Tipogr. “Elan Poligraf”). С. 134-138. ISBN 978-9975-66-591-9.
62. ЗУБКОВА, Е.И., ПРОТАСОВ, А.А., БИЛЕЦКИ, Л.И., ЗУБКОВА, Н.Н., УНГУРЯНУ, Л.Н., ТИХОНЕНКОВА, Л.А., ФИЛИПЕНКО, Е.Н., СИЛАЕВА, А.А. Миграция ванадия в экосистеме Кучурганского водоема-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Journal of Siberian Federal University. Biology*, 2017. 10(4): 446-458. ISSN 2313-5530.
63. ЗУБКОВА, Н. *Закономерности накопления и роль микроэлементов в онтогенезе рыб*. Chişinau: Ştiinţa, 2011. 88 с. ISBN 978-9975-67-753-0.
64. ЕМЕЛЬЯНОВ, И.Г. Биоразнообразие как индикатор структурно-функциональной организации экосистем. В: *Структура та функціональна роль тваринного населення в природних та трансформованих екосистемах. Дніпропетровськ:* ДНУ, 2001. С. 12–13. УДК 574 + 59.
65. *Иваньковское водохранилище: Современное состояние и проблемы охраны* / В.А. Абакумов, Н.П. Ахметьев, В.Ф. Бреховских и др. М.: Наука, 2000. 344 с. ISBN: 5-02-004306-0.
66. ИГНАТЬЕВ, И., СЛЕСАРЕНОК, С., ТРОМБИЦКИЙ, И. Проект «Демократизация управления трансграничным бассейном реки Днестр» - хороший пример внедрения интегрированного управления водными ресурсами. В: *Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами.*

Материалы Междун. научно-практ. конф. Тирасполь: Издательство ПГУ, 2010. С. 75-78. ISBN 978-9975-4062-2-2.
67. ИГНАТЬЕВ, И.И., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Состояние водных ресурсов Приднестровья. В: *Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами.* Материалы Междун. научно-практ. конф. Тирасполь: Издательство ПГУ, 2010. С. 78-82. ISBN 978-9975-4062-2-2.
68. ИГНАТЬЕВ, И.И., БОГАТЫЙ, Д.П., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЗВЕЗДИНА, Т.Н. Зообентос Дубоссарского водохранилища (2010-2011 гг.). В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья.* Материалы IV Международной научно-практической конференции 9–10 ноября 2012 г. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2012. С. 27-28. ISBN 978-9975-4062-8-4.
69. ИГНАТЬЕВ, И.И., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Изъятие ПГС, как фактор влияния на экосистему Днестра. В: *Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа*. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2015. С. 25-29. ISBN 978-9975-3081-0-6.
70. ИГНАТЬЕВ, И.И., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Водные ресурсы и адаптация к изменению климата. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2017. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2(56). С. 130-136. ISSN 1857-1166.
71. КАРАТАЕВ, А.Ю., БУРЛАКОВА, Л.Е. Роль дрейссены в озерных экосистемах. В: *Экология*, 1995. №3. С 232-236. ISSN 0367-0597.
72. КАСАПОВА, Л.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, РУДЕНКО, А.К., КАЛАТИНСКАЯ, М.А. Гидрохимические особенности двух контрастных (Дубоссарского и Кучурганского) водохранилищ. В: *Интегрированное управление бассейном трансграничного Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы:* Материалы международной конференции, Тирасполь, 26-27 октября 2017 года. Eco-TIRAS, 2017 (Tipogr. “Elan Poligraf”). С. 164-166. ISBN 978-9975-66-591-9.
73. КАСАПОВА, Л.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, БОГАТЫЙ, Д.П., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Различия некоторых гидрохимических показателей Дубоссарского водохранилища и заводи заповедника Ягорлык. В: *Hydropower impact on river ecosystem functioning:* Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019. Tiraspol: Eco-Tiras, 2019 (Tipogr. «Print-Caro»). С. 151-155. ISBN 978-9975-56-690-2.
74. КАФТАННИКОВА, О.Г., МАРТЫНОВА, Е.Г. Зообентос как индикатор санитарного состояния реки Днепр. В: *Самоочищение и биоиндикация загрязненных вод*. М.: Наука, 1980. С. 64 – 71. УДК: 574.63(063).
75. КИТИЦИНА, Л.А. Влияние сброса подогретых вод тепловых и атомных электростанций на беспозвоночных водоемов-охладителей. В: *Гидробиологический журнал*, 1973. Т. 9. № 5. С. 104–120. ISSN: 0375-8990.
76. КЛЕУШ, В.О., КИМ, Л.В. Ущерб рыбному хозяйству от работы разнотипных водозаборов тепловых электростанций на водоемах Красноярского края. В: *X Съезд Гидробиологического общества при РАН.* Тезисы докладов (г. Владивосток, 28 сентября - 2 октября 2009 г.). Владивосток: Дальнаука, 2009. С.190. ISBN 978-5-8044-1005-7.
77. КОРОБОВ, Р., ТРОМБИЦКИЙ, И., СЫРОДОЕВ, Г., АНДРЕЕВ, А. *Уязвимость к изменению климата: Молдавская часть бассейна Днестра.* Кишинев, 2014. 336 с. ISBN 978-9975-66-397-7.
78. КОРОБОВ, Р., ТРОМБИЦКИЙ, И. *Водная безопасность в условиях изменения климата*. Кишинев, 2017. 88 с. ISBN 978-9975-66-597-1.
79. КРЕПИС, О., УСАТЫЙ, М., СТРУГУЛЯ, О., УСАТЫЙ, А., ШАПТЕФРАЦЬ, Н. Изменение биоразнообразия ихтиофауны Кучурганского водохранилища в процессе его экологической сукцессии. В: *Международная конференция «Управление*

бассейном трансграничного Днестра в рамках нового бассейнового Договора», Кишинев 20-21 сентября 2013 г. Chişinău, 2013. С. 178-182. ISBN 978-9975-66-353-3.
80. КРИВОШЕИНА, М.Г. Экологические предпосылки перехода ряда групп двукрылых насекомых (Diptera) к обитанию в загрязненных водоемах. В: *Проблемы водной энтомологии России и современных стран:* Материалы III Всероссийского симпозиума по амфибиотическим и водным насекомым. Воронеж, 2007. С. 163-171. ISBN 978-5-9273-1169-9.
81. КУЗОВЛЕВ, В.В., ГРИГОРЬЕВА, И.Л., КОМИССАРОВ, А.Б., ФЕДОРОВА, Л.П., ЧЕКМАРЕВА, Е.А. Результаты исследования влияния объектов теплоэнергетики Тверской области на гидроэкологическое состояние водоемов-охладителей. В: *Труды региональных научных проектов Тверской области 2018 года в сфере фундаментальных исследований*. Тверь, 2018. С. 61-68. УДК 001.89(470.33)(082.2).
82. КУЗЬМИНА, В.В., ЗОЛОТАРЕВА, Г.В., ШЕПТИЦКИЙ, В.А., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** *Роль объектов питания и микробиоты в процессах пищеварения рыб из разных экосистем*. Тирасполь: Изд-во Приднестровского университета, 2016. 196 с. ISBN978-9975-3125-0-9.
83. *Кучурганский лиман-охладитель Молдавской ГРЭС*. Кишинев: Штиинца, 1973. 208 с.
84. ЛАПУКА, И.И., ВЕЖНОВЕЦ, В.В. Таксономическая структура зообентоса водоема-охладителя Лукомльской ГРЭС. В: *Весці Нацыянальнай акадэміі навук Беларусі. Серыя біялагічных навук*. 2021. Т. 66, № 2. С. 194–204. ISSN 1029-8940.
85. ЛЯХНОВИЧ, В.П., КАРАТАЕВ, А.Ю., АНЦИПОВИЧ, Н.Н. Влияние подогрева воды на степень заражения *Dreissena polymorpha* Pallas личинками трематоды *Phyllodistomum folium* Olfers в оз. Лукомльском. В: *Биология внутренних вод. Информационный бюллетень № 58*. Л.: Наука, 1983. С. 35-38.
86. МАКАРЕВИЧ, О.А. Макрозообентос оз. Белое в 2016 г. В: *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: тез. докл. V Междунар. науч. конф., 12–17 сент. 2016 г., Минск – Нарочь*. Минск: Изд. центр БГУ, 2016. С. 233-234. ISBN: 978-985-553-378-9.
87. МАКАРОВ, Ю.Н. *Фауна Украины. Том 26. Высшие ракообразные. Выпуск 1-2. Десятиногие ракообразные*. Киев: Наукова думка, 2004. 430 с. ISBN 966-00-0196-7.
88. МАКАРЕВИЧ, П.Р., ИШКУЛОВ, Д.Г. Структура и видовое разнообразие пелагических и донных биоценозов Баренцева моря в условиях меняющегося климата. В: *Вестник МГТУ*, 2010. том 13. №4/1. С. 633-640. ISSN 1997-4736.
89. МАНУШИН, И.Е., СТРЕЛКОВА, Н.А. и др. Многолетняя динамика биомассы макрозообентоса в восточной части Баренцева моря (за период с 1924 по 2014 гг.). В: *Зоологический журнал*, 2020. том 99. № 7. С. 745–756. ISSN 0044-5134.
90. МАКРУШИН, А.В. Биологический анализ качества вод. Л.:ЗИН АН СССР,1974.60 с.
91. МАСТИЦКИЙ, С.Э. Эколого-паразитологические аспекты распространения дрейссены (*Dreissena polymorpha* Pallas). В: *Мат. II междунар. конф. «Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды»,* Минск – Нарочь, 22-26 сентября 2003 г. Мн.: Изд-во БГУ, 2003. С. 471-474. ISBN 985-485-022-6.
92. МАТИШОВ, Г.Г., МОИСЕЕВ, Д.В. и др. Гидробиологические индикаторы циклических изменений климата Западной Арктики в XX–XXI вв. В: *Вестник южного научного центра РАН*, 2011. Том 7. № 2. С. 54–68. ISSN 1813-4289.
93. МАТЧИНСКАЯ, С.Ф., ПЛИГИН, Ю.В. Размножение доминантного вида олигохет *Limnodrilus udekemianus* Clap. в Каневском водохранилище. В: *Структура та функціональна роль тваринного населення в природних та трансформованих екосистемах*. Дніпропетровськ: ДНУ, 2001. С. 31–32. УДК 574 + 59.

94. МОШУ, А.Я., ТРОМБИЦКИЙ, И.Д., СИНЯЕВА, Т.С. Паразитологическое состояние рыб Кучурганского лимана. В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья:* Материалы Международной научно-практической конференции. Тирасполь, 28-30 марта 2001 г. Тирасполь: РИО ПГУ–Экоднестр, 2001. С. 174–175. ISBN 9975-9630-0-5.
95. МОШУ, А., СТРУГУЛЯ, О. Распространенность возбудителей гельминтозоонозов у рыб Кучурганского водохранилища. В: *Международное сотрудничество и управление трансграничным бассейном для оздоровления реки Днестр.* Материалы Международной конференции, Одесса, 30 сентября - 1 октября 2009. Одесса, 2009. С. 190-194. УДК 504.4.06: 556.53.
96. МОШУ, А. Зараженность рыб бассейна Днестра гельминтами рода Eustrongylides (Nemathelminthes: Dioctophimidae). В: *Академику Л.С. Бергу – 135 лет:* Сборник научных статей. Бендеры: Eco-TIRAS, 2011. С. 409-415. ISBN 978-9975-66-219-2.
97. МУНЖИУ, О.В. Использование популяций дрейссены реки Днестр в качестве ключевого элемента сбалансированного функционирования водоема и кормового объекта. В: *Managementul bazinului transfrontalier al fl. Nistru şi directiva-cadru a apelor a Uniunii Europene*. Chişinau, 2008. С. 208-211. ISBN 978-9975-66-089-1.
98. МУНЖИУ, О.В. Биологические инвазии в бассейне Днестра и других водоемах Молдовы. В: *Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами.* Материалы Междун. научно-практ. конф. Тирасполь: Издательство ПГУ, 2010. С. 145-148. ISBN 978-9975-4062-2-2.
99. МУНЖИУ, О.В., ТОДЕРАШ, И.К., ШУБЕРНЕЦКИЙ, И.В., РАЙЛЯН, Н., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Современное состояние популяций чужеродных видов моллюсков в бассейне р. Днестр. В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья.* Материалы V Международной научно-практической конференции 14 ноября 2014 г. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2014. С. 179-184. ISBN 978-9975-3010-1-5.
100. МУНЖИУ, О.В., ЗУБКОВА, Е.И., ТОДЕРАШ, И.К., ШУБЕРНЕЦКИЙ, И.В., БАНУ, В. Оценка видового состава и продуктивности сообществ макробеспозвоночных Дубоссарского водохранилища. В: *Академику Л.С. Бергу – 140 лет:* Сборник научных статей. Бендеры: Eco-TIRAS, 2016. С. 452-456. ISBN 978-9975-66-515-5.
101. МУНЖИУ, О.В., ТОДЕРАШ, И.К., ШУБЕРНЕЦКИЙ, И.В. Исследование зообентоса реки Днестр на территории Молдовы в 2016 году. В: *Transboundary Dniester river basin management: platform for cooperation and current challenges.* Proceedings of International Conference, Tiraspol, October 26-27, 2017. Eco-TIRAS, 2017. С. 269-273. ISBN 978-9975-66-591-9.
102. МУНЖИУ, О.В. К вопросу о влиянии ГЭС на зообентос реки Днестр на территории Молдовы. В: *Hydropower impact on river ecosystem functioning*: Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019. Tiraspol: Eco-Tiras, 2019 (Tipogr. «Print-Caro»). С. 243-246. ISBN 978-9975-56-690-2.
103. МУНЖИУ, О. Поденки реки Днестр на территории Республики Молдова (2015-2019). В: *„EU Integration and Management of the Dniester River Basin"* – Proceedings of the International Conference, Chisinau, October 8-9, 2020. Chisinau: Eco-TIRAS, 2020. С. 204-207. ISBN 978-9975-89-182-0.
104. МУНЖИУ, О. Ручейники (Trichoptera) реки Днестр на территории Республики Молдова (2015-2022). В: *Transboundary Dniester River basin management and EU intergaration – step by step* – Proceedings of the International Conference, Chisinau, October 27-28. Chisinau: Eco-TIRAS, 2022. С. 180-183. ISBN 978-9975-3201-9-1.
105. МУРАВЬЕВ, А.Г. *Руководство по определению показателей качества воды полевыми методами*. СПб.: «Крисмас+», 2009. 220 с. ISBN 5-89495-113-5.

106. МУСТЯ, М.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Современное состояние промысловой ихтиофауны Дубоссарского водохранилища. В: *Академику Л.С. Бергу – 140 лет:* Сборник научных статей. Бендеры: Eco-TIRAS, 2016. С. 457-460. ISBN 978-9975-66-515-5.
107. МУСТЯ, М.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Современное состояние промысловой ихтиофауны Нижнего Днестра в пределах Приднестровья. В: *Интегрированное управление бассейном трансграничного Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы:* Материалы международной конференции, Тирасполь, 26-27 октября 2017 года. Eco-TIRAS, 2017 (Tipogr. "Elan Poligraf"). С. 273-277. ISBN 978-9975-66-591-9.
108. МУСТЯ, М.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Промысловая ихтиофауна Кучурганского водохранилища в условиях усиленной антропогенной нагрузки. В: *Биологическое разнообразие Кавказа и Юга России.* Материалы XXII Международной научной конференции (г. Грозный, 4-6 ноября 2020 г.). Махачкала: АЛЕФ, 2020. С. 327-332. ISBN 978-5-00128-529-8.
109. МУСТЯ, М.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Особенности ихтиофауны водоема-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Современные проблемы биологии и экологии:* материалы докладов III Международной научно-практической конференции, 4-5 марта 2021 г. Махачкала: АЛЕФ, 2021. С. 68-72. ISBN 978-5-00128-638-7.
110. МУСТЯ, М.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Ихтиофауна Кучурганского (лимана) водохранилища от Ф.Ф. Егермана (1922-1925) до наших дней: литературный обзор. В: *Вестник Приднестровского университета. Сер.: Медико-биологические и химические науки:* № 2 (71), 2022. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2022. С. 132-143. E-ISSN 1857-4246.
111. МУСТЯ, М.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.,** ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Кормовые ресурсы (зоопланктон и зообентос) и потенциальная рыбопродуктивность Кучурганского водохранилища. В: *Экология и жизнь человека:* материалы II международной научно-практической конференции (7 февраля 2023 г., г. Рыбница). Рыбница, 2023. С. 132-136.
112. НОВОСЕЛОВА, Т.Н., СИЛАЕВА, А.А., ГРОМОВА, Ю.Ф., МЕНЬШОВА, Т.И., МОРОЗОВСКАЯ, И.А., ПРОТАСОВ, А.А. Техноэкосистема водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС: динамика группировок и их трансформация. В: *Трансформация экосистем*, 2020. Т. 3. №1(7) . С. 101-116. ISSN 2619-094X.
113. *Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР* (ред. Кутикова, Л.А., Старобогатов, Я.И.). Ленинград, 1977. 510 с. УДК 592+577.472(28)+502.7(083.71).
114. *Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных стран* (ред. Цалолихин, С.Я.). Том 1. Низшие беспозвоночные. СПб.: Наука, 1994, 394 с.
115. *Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных стран* (ред. Цалолихин, С.Я.). Том 2. Ракообразные. СПб.: Наука, 1995. 627с.
116. *Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных стран* (ред. Цалолихин, С.Я.). Том 4. Двукрылые насекомые. СПб: Наука, 2000. 997с.
117. *Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных стран* (ред. Цалолихин, С.Я.). Том 5. Высшие насекомые. СПб: Наука, 2001. 825 с. ISBN 5-02-026162-9.
118. *Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных стран* (ред. Цалолихин, С.Я.). Т.6. Моллюски, Полихеты, Немертины. СПб: Наука, 2004. 528 с. ISBN 5-02-026204-8.

119. ОСТРОУМОВ, С.А., ТОДЕРАШ, И.К., ЗУБКОВА, Е.И. и др. Биогенная миграция меди в водных экосистемах. В: *Bul. Acad. de Ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii*, 2009. №3 (309). С. 4-22. ISSN 1857–064X.
120. ПЕЛИН, В.А. Об изученности олигохетофауны водоемов бассейна Днестра. В: *Congresul II al hidrobiologilor din Moldova*. Chişinău, 1991. С. 132-133.
121. ПЕРОВА, С.Н., ПРЯНИЧНИКОВА, Е.Г., ЖГАРЕВА, Н.Н., ЗУБИШИНА, А.А. Таксономический состав и обилие макрозообентоса Волжских водохранилищ. В: *Труды ИБВВ РАН*, 2018. вып. 82(85). С. 52-66. ISSN 2712-8377.
122. ПОЛИКАРПОВА, А.Г., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Тростник – как субстрат для развития перифитона в Кучурганском водохранилище. В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья.* Материалы IV Международной научно-практической конференции 9–10 ноября 2012 г. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2012. С. 234-235. ISBN 978-9975-4062-8-4.
123. ПРЖИБОРО, А.А., БРОДСКАЯ, Н.К. Мокрецы гипергалинных озер Крыма. В: *Материалы I Всероссийского совещания по кровососущим насекомым* (Санкт-Петербург, 24-27 октября 2006 г.). Санкт-Петербург, Зоологический институт РАН, 2006. С. 180-182.
124. ПРОТАСОВ, А.А. *Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология*. Киев, 2002. 105 с. ISBN 966-02-2517-2.
125. ПРОТАСОВ, А.А., СИЛАЕВА, А.А. Состав, распределение и обилие моллюсков в водоемах, подверженных воздействию подогретых вод электростанций. В: *Вестник Житомирского пед. ун-та*, 2002. 10. С 16-17.
126. ПРОТАСОВ, А.А., СИЛАЕВА, А.А. Сообщества беспозвоночных водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. Сообщение 3. Сообщества зообентоса, их состав и структура. В: *Гидробиол. журн.*, 2006. 42, № 1. С. 3–24. ISSN 0375-8990.
127. ПРОТАСОВ, А.А., СИЛАЕВА, А.А., ГУЛЕЙКОВА, Л.В., БАБАРИГА, С.П., МОРОЗОВСКАЯ, И.А. Об изменении гидробиологического режима водоема-охладителя Хмельницкой АЭС под действием техногенных и биогенных факторов. В: *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды:* материалы III Междунар. науч. конф., 17–22 сент. 2007 г. Минск: Изд. центр БГУ, 2007. С. 110-111. ISBN 978-985-476-521-1.
128. ПРОТАСОВ, А.А., СИЛАЕВА, А.А. Данные об инвазии и совместном обитании видов-вселенцев в водоемах бассейна Днепра. В: *Российский Журнал Биологических Инвазий*, 2010. № 1. С. 30-36. ISSN – 1996–1499.
129. ПРОТАСОВ, А.А., СЕМЕНЧЕНКО, В.П., СИЛАЕВА, А.А. и др. *Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки* / Под ред. А.А. Протасова. Киев: Институт гидробиологии НАН Украины, 2011. 234 с. ISBN: 978-966-02-6243-0.
130. ПРОТАСОВ, А.А. Смена парадигмы в технической гидробиологии: от изучения локального воздействия к концепции водных техноэкосистем ТЭС и АЭС. В: *Трансформация экосистем,* 2021. 4 (1) С. 69–76. ISSN 2619-094X.
131. ПУГАЧЕВ, О.Н. *Каталог паразитов пресноводных рыб Северной Азии. Простейшие*. СПб.: ЗИН РАН, 2001. 242 с.
132. *Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем*. / Под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. 318 с.
133. САМОЙЛЕНКО, В.М. Зообентос. В: *Экосистема водоема-охладителя Лукомльской ГРЭС*. Минск: ИООО Право и экономика, 2008. С. 100-118. ISBN: 978-985-442-622-8.
134. СЕМЕНЧЕНКО, В.П. *Принципы и системы биоиндикации текучих вод*. Минск: Орех, 2004. 125 с. ISBN: 985-6716-04-7.

135. СИЛАЕВА, А.А. ПРОТАСОВ, А.А. Зообентос водоема-охладителя Хмельницкой АЭС и оценка качества воды по донным беспозвоночным. В: *Гидробиологический журнал*, 2002. Т. 38. № 6. С. 46-59. ISSN 0375-8990.
136. СИЛАЕВА, А.А. ПРОТАСОВ, А.А. Состав и структура зообентоса р. Стырь в зоне Ровенской АЭС и оценка ее влияния на донные группировки. В: *Гидробиологический журнал*. Київ: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2005. т. 41. №4. С. 25-45. ISSN 0375-8990.
137. СИЛАЕВА, А.А., ПРОТАСОВ, А.А. Особенности формирования таксономического состава зообентоса в водных объектах, связанных с АЭС и ТЭС. В: *Тезисы докладов IV международной конференции «Современные проблемы гидроэкологии»,* 11-15 октября 2010 г. СПб, 2010. С. 164.
138. СИЛАЕВА, А.А. Общая характеристика зообентоса водоема-охладителя ХАЭС. В: *Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки.* Киев: Институт гидробиологии НАН Украины, 2011. С. 99-121. ISBN: 978-966-02-6243-0.
139. СИЛАЕВА, А.А., ПРОТАСОВ, А.А., МОРОЗОВСКАЯ, И.А. Многолетняя динамика популяций и сообществ дрейссенид (Dreissenidae, Bivalvia) в бентосе и перифитоне водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС. В: *Поволжский экологический журнал*, 2015. № 1. С. 80-89. ISSN: 1684-7318.
140. СИЛИНА, А.Е. Макрофауна беспозвоночных водоема-охладителя Курской АЭС. В: *Современные проблемы зоологии и паразитологии.* Материалы VIII Международной научной конференции «Чтения памяти проф. И.И. Барабаш-Никифорова». Воронежский государственный университет. 2016. С. 172-199. ISBN: 978-5-9273-2315-9.
141. СИМАКОВА, У.В., ЗАЛОТА, А.К., СПИРИДОНОВ, В.А. Генетический анализ популяций чужеродного Североамериканского краба *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) в водах Черноморско-Каспийского региона. В: *Российский Журнал Биологических Инвазий*, 2017. № 1. С. 70-82. ISSN – 1996–1499.
142. СОН, М.О. *Моллюски-вселенцы в пресных и солоноватых водах Северного Причерноморья*. Одесса: Друк, 2007. 132 с. ISBN 978-966-2907-58-9.
143. СТАРОБОГАТОВ, Я.И. Систематика и палеонтология. В: *Систематика, экология и практическое значение Dreissena polymorpha (Pall.) (Bivalvia, Dreissenidae).* М.: Наука, 1994. С. 18–46. ISBN: 5-02-005462-3.
144. СТАРКО, Н.В. Влияние садковых рыбных хозяйств на макрозообентос водоемов-охладителей. В: *Рибогосподарська наука України*, 2011. № 2. С. 54-59. ISSN 2312-9581.
145. ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Роль гидробионтов в процессах миграции и аккумуляции микроэлементов в Кучурганском водохранилище – охладителе Молдавской ГРЭС. В: Материалы IV Международной научно-практической конференции *«Геоэкологические и Биоэкологические проблемы Северного Причерноморья».* Тирасполь, 2012. С. 300-302. ISBN 978-9975-4062-8-4.
146. ТИХОНЕНКОВА, Л.А., ФИЛИПЕНКО, Е.Н., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Загрязнение экосистемы Кучурганского водохранилища тяжелыми металлами. В: *Интегрированное управление бассейном трансграничного Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы:* Материалы международной конференции, Тирасполь, 26-27 октября 2017 года. Eco-TIRAS, 2017 (Tipogr. “Elan Poligraf”). С. 369-373. ISBN 978-9975-66-591-9.
147. ТИХОНЕНКОВА, Л.А., ФИЛИПЕНКО, Е.Н., ЩУКА, Т.В., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Влияние теплоэлектростанции на содержание и распределение ванадия в экосистеме Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Вестник*

Приднестровского университета, 2018. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2(59). С. 44-52. ISSN 1857-1166.
148. ТИХОНЕНКОВА, Л.А., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Влияние теплоэлектростанции на загрязнение металлами донных отложений Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Вестник Дагестанского государственного университета. Серия 1. Естественные науки*, 2022. Том 37. Вып. 2. С. 42-55. ISSN 2542-0321. DOI: 10.21779/2542-0321-2022-37-2-42–55.
149. ТОДЕРАШ, И.К. Новые виды подсемейства Orthocladiinae (Chironomidae) в водоемах бассейна Днестра. В: *Биологические ресурсы водоемов Молдавии.* Выпуск 12. Кишинев: Штиинца, 1974. С. 126-129.
150. ТОДЕРАШ, И.К. Влияние хозяйственно-бытовых сточных вод на интенсивность дыхания личинок хирономид. В: *Биологические ресурсы водоемов Молдавии.* Кишинев, 1975. вып. XIII. С. 154 – 161.
151. ТОДЕРАШ, И.К. Эколого-фаунистический обзор хирономид водоемов бассейна Днестра. В: *Биогидроресурсы бассейна Днестра, их охрана и рациональное использование*. Кишинев: Штиинца, 1980. С. 112-143.
152. ТОДЕРАШ, И.К. *Функциональное значение хирономид в экосистемах водоемов Молдавии*. Кишинев: Штиинца, 1984. 172 с.
153. ТОДЕРАШ, И.К., ЗУБКОВА, Е.И. Роль популяций *Dreissena polymorpha* pallas в биогенной миграции микроэлементов в экосистемах Нижнего Днестра и Кучурганского водохранилища. В: *Современное состояние экосистем рек и водохранилищ бассейна Днестра*. Кишинев: Штиинца, 1986. С. 138-144.
154. ТОДЕРАШ, И.К., ЗУБКОВА, Е.И. Функциональное значение популяций массовых видов зообентоса в циклах биогенной миграции микроэлементов. В: *Биопродукционные процессы в водохранилищах-охладителях ТЭС*. Кишинев: Штиинца, 1988. С. 149-164. ISBN 5-676-00440-6.
155. ТОДЕРАШ, И.К., ОСТРОУМОВ, С.А., ЗУБКОВА, Е.И. (ред.) *Проблемы экологии и гидробиологии*. М.: МАКС Пресс, 2008. 79 с. ISBN 978-5-317-02224-2.
156. ТРОМБИЦКИЙ, И.Д. Подходы к добыче песка и гравия в руслах рек: международный опыт. В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья.* Материалы III Международной научно-практической конференции 22–23 октября 2009 г. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2009. С. 207-209. ISBN 978-9975-4062-0-8.
157. УСАТЫЙ, М., УНГУРЯНУ, Л., КРЕПИС, О., СТРУГУЛЯ, О., УСАТЫЙ, А., ШАПТЕФРАЦЬ, Н. Массовое развитие сине-зеленых водорослей в Кучурганском водохранилище, его причины, последствия и предотвращение. В: Международная конференция *«Управление бассейном трансграничного Днестра в рамках нового бассейнового Договора»,* Кишинев 20-21 сентября 2013 г. Chişinău, 2013. С. 438-442. ISBN 978-9975-66-353-3.
158. ФИЛИПЕНКО, Е.Н., ЩУКА, Т.В., ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Ретроспектива изменения содержания некоторых химических соединений в Кучурганском водохранилище. В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья.* Материалы III Международной научно-практической конференции 22–23 октября 2009 г. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2009. С. 219-221. ISBN 978-9975-4062-0-8.
159. ФИЛИПЕНКО, Е.Н., ТИЩЕНКОВА, В.С., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ТИЩЕНКОВ, А.А. Раритетные виды биоты трансграничного Кучурганского водохранилища. В: *Природні та антропогенно трансформовані екосистеми прикордонних територій у постчорнобильський період:* Матеріали міжнародної наукової конференції, 9-11 октября 2014 г. Чернігів, 2014. С. 72-79. ISBN 978-617-7223-31-2.

160. ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Роль макрофитов в зарастании водоема-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа.* Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2015. С. 153-160. ISBN 978-9975-3081-0-6.
161. ФИЛИПЕНКО, Е.Н., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Использование компьютерных технологий в гидробиологии на примере исследования степени зарастания макрофитами Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Математическое моделирование в образовании, науке и производстве.* Тезисы IX Международная конференция, Тирасполь, 8-10 октября 2015 г. Тирасполь: Издательство Приднестровского университета, 2015. С. 182-183.
162. ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Высшая водная растительность Кучурганского водохранилища, ее роль в биомониторинге и накоплении металлов. В: *Академику Л.С. Бергу – 140 лет:* Сборник научных статей. Бендеры: Eco-TIRAS, 2016. С. 547-552. ISBN 978-9975-66-515-5.
163. ФИЛИПЕНКО, Е.Н., ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Биоиндикация и значимость макрофитов в определении экологического состояния Кучурганского водохранилища. В: *Биоразнообразие и факторы, влияющие на экосистемы бассейна Днестра.* Материалы научно-практической конференции (с международным участием). Тирасполь, 16-17 ноября 2018 г. Тирасполь: Eco-TIRAS, 2018. С. 201-205. ISBN 978-9975-56-578-3.
164. ФИЛИПЕНКО, Е.Н., ТИХОНЕНКОВА, Л.А., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Способность макрофитов Кучурганского водохранилища к накоплению металлов в водоеме-охладителе Молдавской ГРЭС. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2019. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2(62). С. 73-81. E-ISSN 1857-4246.
165. ФИЛИПЕНКО, Е.Н., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Флора макрофитов Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС и роль отдельных ее представителей в накоплении металлов. В: *Материалы IX Международной научной конференции по водным макрофитам «Гидроботаника 2020»* (Борок, Россия, 17-21 октября 2020 г.). Борок: ИБВВ РАН; Ярославль: Филигрань, 2020. С. 165-166. ISBN 978-5-9065263-4-7.
166. ФИЛИПЕНКО, Е.Н., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Роль высших водных растений в процессах очищения воды Кучурганского водохранилища и возможность их использования в фиторемедиации водоема-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Вестник Приднестровского университета. Сер.: Медико-биологические и химические науки:* № 2 (65). Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2020. С. 168-174. E-ISSN 1857-4246.
167. ФИЛИПЕНКО, Е.Н., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Динамика гидрохимических показателей качества воды Кучурганского водохранилища. В: *Конференция памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа. The Conference dedicated Associate Professor L.L. Popa.* Тирасполь: Eco-TIRAS, 2020. С. 181-190. ISBN 978-9975-3404-1-0.
168. ФИЛИПЕНКО, Е.Н., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Гидрохимические особенности Кучурганского водохранилища и роль стоков в его загрязнении. В: *Transboundary Dniester River basin management and EU intergaration – step by step* – Proceedings of the International Conference, Chisinau, October 27-28. Chisinau: Eco-TIRAS, 2022. С. 240-245. ISBN 978-9975-3201-9-1.
169. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Характеристика донной фауны р. Турунчук. В: *Problemele conservării biodiversităţii din cursul medial şi inferior al fluviului Nistru.* Tezele Conferinţei Internationale. Chişinău, 6-7 noiembrie 1998. Chişinău, 1998. С. 177-180.

170. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЦЫКАЛЮК, Р.А., КИШЛЯРУК, В.М. Донная фауна ручья Колкотовая балка. В: *Вестник Приднестровского университета.* № 2 (9), 1998. С. 100–102. ISSN 1857-1166.
171. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Особенности распространения полихет – представителей Понто-каспийской фауны Приднестровья. В: *Развитие зоологических исследований в Одесском университете. Академик Д.К. Третьяков и его научная школа*. Одесса: Астропринт, 1999. С. 111-113. ISBN 966-549-354-X.
172. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Современное состояние донной фауны Кучурганского водохранилища в условиях изменения режима работы Молдавской ГРЭС. В: *Conservarea biodiversităţii bazinului Nistrului.* Materialele Conferinţei Internationale. Chişinău, 7-9 octombrie 1999. Chişinău: Societatea Ecologică «BIOTICA», 1999. С. 240-243. ISBN 9975-78-023-7.
173. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЦЫКАЛЮК, Р.А. Программа расчета биомассы донных гидробионтов для персонального компьютера. В: *Вестник Приднестровского Университета*, 1999. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 1 (10). С. 82-84. ISSN 1857-1166.
174. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Оценка экологического состояния Кучурганского водохранилища по биологическим показателям. В: *Эколого-экономические проблемы Днестра.* Международная научно-практическая конференция. Тезисы докладов, Одесса, 25-28 сентября 2000 г. Одесса, 2000. С. 87-88.
175. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Структура и сезонная динамика макрозообентоса Кучурганского водохранилища (по съемкам 1999 г.). В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья:* Материалы Международной научно-практической конференции. Тирасполь, 28-30 марта 2001 г. Тирасполь: РИО ПГУ – Экоднестр, 2001. С. 312-314. ISBN 9975-9630-0-5.
176. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Сукцессионные процессы в донной малакофауне Кучурганского водохранилища. В: *Академику Л.С. Бергу - 125 лет:* Сборник научных статей. Бендеры: BIOTICA, 2001. С. 103-105. ISBN 9975-78-153-5.
177. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЦЫКАЛЮК, Р.А. Оптимизация расчетов продукционных процессов в зообентосе Кучурганского водохранилища. В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья:* Материалы Международной научно-практической конференции. Тирасполь, 28-30 марта 2001 г. Тирасполь: РИО ПГУ – Экоднестр, 2001. С. 315-316. ISBN 9975-9630-0-5.
178. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЦЫКАЛЮК, Р.А. Актуальность и перспективы применения персонального компьютера (ПК) в гидробиологических исследованиях (на примере изучения зообентоса). В: *Научные труды зоологического музея Одесского национального университета. Т. 4. Материалы по изучению животного мира*. Одесса: Астропринт, 2001. С. 149-152.
179. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Динамические процессы в зообентосе Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон.* СПб.: изд. РГГМУ, 2002. С. 66-67. ISBN 5-86813-131-2.
180. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Высшие ракообразные Кучурганского водохранилища-охладителя в условиях нестабильного режима работы Молдавской ГРЭС. В: *Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия*. Борок, 2002. С. 214-226. УДК 574.5.
181. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Характеристика популяции дрейссены (*Dreissena polymorpha*) Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2002. Сер.: Медико-биологические и химические науки. №1(15). С. 60-63. ISSN 1857-1166.

182. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Высшие ракообразные понто-каспийского фаунистического комплекса и их использование для оценки экологического состояния Кучурганского водохранилища. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2003. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2 (18). С. 36-43. ISSN 1857-1166.
183. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** *Динамика биоразнообразия и количественного развития основных групп макрозообентоса как показатель экологического состояния Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС*. Автореф. дис. канд. биол. наук. СПб, 2003. 22 с.
184. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Оптимизация методов оценки экологического состояния Кучурганского водохранилища по зообентосу. В: *Managementul integral al resurselor naturale din bazinul transfrontalier al fluviului Nistru.* Materialele Conferinţei Internaţionale. Chişinău: Eco-Tiras, 2004. С. 343-347. ISBN 9975-9830-4-9.
185. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ДОЛГОВ, Ю.А. Математическая модель зависимости численности высших ракообразных от основных абиотических факторов Кучурганского водохранилища. В: *Научные чтения памяти профессора В.В. Стачинского.* Выпуск 4. Смоленск, 2004. С. 628-636. ISBN: 5-88018-204-5.
186. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** *Зообентос Кучурганского водохранилища: динамические процессы и использование в биологическом мониторинге*. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2005. 160 с. ISBN 9975-9917-0-X.
187. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЛЕЙДЕРМАН, А.И. Динамика развития популяции дрейссены в Кучурганском водохранилище-охладителе Молдавской ГРЭС. В: *Академику Л.С. Бергу – 130 лет:* Сборник научных статей. Бендеры: Eco-TIRAS, 2006. С. 116-118. ISBN 978-9975-66-054-9.
188. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, БУЛИГА, И.И., ЛЕЙДЕРМАН, А.И. Донная фауна экосистемы Кучурганского водохранилища на современном этапе. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2007. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2 (28). С. 58-62. ISSN 1857-1166.
189. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Динамические процессы в развитии популяции дрейссены (Dreissena polymorpha) в Кучурганском водохранилище-охладителе Молдавской ГРЭС. В: *Перифитон и обрастание: теория и практика*. СПб, 2008. С. 106-108.
190. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, БОГАТЫЙ, Д.П. Особенности формирования донной фауны Кучурганского водохранилища в 2004-2007 гг. В: *Managementul bazinului transfrontalier al fl. Nistru şi directiva-cadru a apelor a Uniunii Europene*. Chişinau, 2008. С. 92-96. ISBN 978-9975-66-089-1.
191. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, БОГАТЫЙ, Д.П. Качественно-количественные изменения в зообентосе Кучурганского водохранилища за последние пять лет (2004-2008 гг.). В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья.* Материалы III Международной научно-практической конференции 22–23 октября 2009 г. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2009 С. 217-219. ISBN 978-9975-4062-0-8.
192. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЛЕЙДЕРМАН, А.И., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Проблема антропогенного вселения чужеродных организмов в водные экосистемы бассейна Днестра. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2009. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2 (34). С. 137-142. ISSN 1857-1166.
193. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** О появлении Дрейссены бугской (Dreissena bugensis) в водоемах Приднестровья. В: *Материалы чтений памяти доктора биологических наук В.А. Собецкого.* Тирасполь: Изд-во Приднестр. Ун-та, 2010. С. 130-132.
194. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Динамические процессы в зообентосе Кучурганского водохранилища в условиях изменения уровня антропогенной нагрузки. В: *Социогуманитарные и естественнонаучные проблемы устойчивого развития:*

Приднестровье: Сб. статей ПО РАЕН. Вып. 3. Тирасполь: Изд-во Придн. ун-та. 2010. С. 169-184.

195. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, БОГАТЫЙ, Д.П., ИГНАТЬЕВ, И.И. Личинки амфибиотических насекомых – как компонент донной фауны водоемов Приднестровья. В: *Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.И. Бородиной.* Тирасполь, 2010. С. 69-77.
196. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ИГНАТЬЕВ, И.И., БОГАТЫЙ, Д.П. Зообентос - как индикатор экологического состояния водных экосистем. В: *Экологическая безопасность и проблемы использования природных ресурсов Приднестровья.* Тезисы научно-практической конференции. Бендеры, 5 октября 2010 г. Бендеры: Полиграфист, 2010. С. 31-32.
197. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, МИТРОХИН, И.Г. Современное состояние ихтиофауны Кучурганского водохранилища. В: *Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа.* Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2010. С. 67-78.
198. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Основные тенденции развития донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища на современном этапе. В: *Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами.* Материалы Междун. научно-практ. конф. Тирасполь: Издательство ПГУ, 2010. С. 250-252. ISBN 978-9975-4062-2-2.
199. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЧУР, С.В., ИГНАТЬЕВ, И.И., БОГАТЫЙ, Д.П. Беспозвоночные гидробионты Дубоссарского водохранилища в районе г. Рыбница. В: *Экологические проблемы Приднестровья:* Сборник статей Республиканского научно-исследовательского института экологии и природных ресурсов. Бендеры: Полиграфист, 2010. С. 223-233.
200. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** История изучения донной фауны Кучурганского водохранилища. В: *Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity:* Intern. conf. of zoologist: dedicated to the 50th anniversary from the fondation of Inst. of Zoology of ASM. Chisinau, 2011. С. 169-171. ISBN 978-9975-4248-2-0.
201. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Биологический мониторинг Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем:* Сборник тезисов докладов II Международной конференции (Санкт-Петербург, 10-14 октября 2011 г). СПб, 2011. С. 179. ISBN 978-5-86983-350-1.
202. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Зообентос Кучурганского водохранилища как модельного водоема-охладителя оборотного типа тепловой электростанции. В: *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды:* тез. докл. IV Междунар. науч. конф., 17–22 сент. 2011 г., Минск – Нарочь. Минск: Изд. центр БГУ, 2011. С. 137-138. ISBN 978-985-476-950-9.
203. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Современное состояние бентосных сообществ Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2011. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2(38). С. 83-90. ISSN 1857-1166.
204. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ФОМЕНКО, В.Г. Место ГРЭС и АЭС в электроэнергетическом комплексе стран СНГ. В: *Creşterea impactului cercetării şi dezvoltarea capacităţii de inovare*. Chişinău: CEP USM, 2011. С. 268-271. ISBN 978-9975-71-138-8.
205. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Кучурганское водохранилище – как центральное ядро в распространении донной понто-каспийской фауны в водоемах Приднестровья. В: *Материалы чтений памяти доктора биологических наук В.А. Собецкого*. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2013. С. 49-55.

206. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ИГНАТЬЕВ, И.И., БОГАТЫЙ, Д.П. Современное состояние зообентоса водоемов Приднестровья. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2013. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2(44). С. 93-99. ISSN 1857-1166.
207. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, МОШУ, А.Я., КАНУШИНА, А.Л. Зообентос Кучурганского водохранилища – как один из факторов развития паразитарных сообществ в водоеме-охладителе Молдавской ГРЭС. В: Международная конференция *«Управление бассейном трансграничного Днестра в рамках нового бассейнового Договора»,* Кишинев 20-21 сентября 2013 г. Chişinău, 2013. С. 450-455. ISBN 978-9975-66-353-3.
208. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ТРОМБИЦКИЙ, И.Д., ШАРАПАНОВСКАЯ, Т.Д. Дноуглубительные и русловыпрямительные работы и их влияние на гидробиоценозы реки. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2013. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2(44). С. 100-106. ISSN 1857-1166.
209. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Экологические проблемы Кучурганского водохранилища. В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья.* Материалы V Международной научно-практической конференции 14 ноября 2014 г. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2014 С. 283-286. ISBN 978-9975-3010-1-5.
210. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Роль зообентоса в питании рыб–бентофагов Кучурганского водохранилища. В: *Вестник Приднестровского университета*, 2014. Сер.: Медико-биологические и химические науки. №2(47). С. 107-112. ISSN 1857-1166.
211. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** О появлении пресноводной восточной креветки *Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849) в Днестре. В: *Sustainable use and protection of animal world diversity:* International Symposium dedicated to 75th anniversary of professor Andrei Munteanu. Chişinău, 2014. С. 206-207. ISBN 978-99-75-62-379-7.
212. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, МИТРОХИН, И.Г., МУСТЯ, М.В., СЕРБИНОВА, Л.П., ТУМАН, А.М. Современное состояние ихтиофауны среднего и нижнего течения реки Днестр. В: *Окружающая среда Приднестровья. Оценка состояния:* Сборник статей РНИИ экологии и природных ресурсов. Бендеры: Полиграфист, 2014. С. 220-231.
213. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ИГНАТЬЕВ, И.И., БОГАТЫЙ, Д.П. Зообентос и его функциональная роль в экосистеме Дубоссарского водохранилища. В: *Окружающая среда Приднестровья. Оценка состояния:* Сборник статей РНИИ экологии и природных ресурсов. Бендеры: Полиграфист, 2014. – С. 210-219.
214. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Вариабельность динамики биомассы «мягкого» зообентоса Кучурганского водохранилища. В: *Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа.* Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2015. С. 160-165. ISBN 978-9975-3081-0-6.
215. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Инвазивные моллюски водоемов бассейна Днестра. В: *Материалы чтений памяти доктора биологических наук В.А. Собецкого*. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2015. С. 51-62.
216. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Зообентос Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Современные проблемы биологии и экологии:* материалы докладов II Международной научно-практической конференции, 4-5 марта 2016 г. Махачкала: ДГПУ, 2016. С. 72-75. ISBN 978-5-4242-0431-9.
217. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, МУСТЯ, М.В. О первой находке голландского краба *Rhithropanopeus harrisi tridentata* (Maitland, 1874) в Приднестровье. В: *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды:* тез. докл. V Междунар. науч. конф., 12–17 сент. 2016 г., Минск – Нарочь. Минск: Изд. центр БГУ, 2016. С. 397-398. ISBN: 978-985-553-378-9.

218. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Экологические проблемы и биоиндикация Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем III:* Материалы Международной конференции. СПб.: Свое издательство, 2017. С. 343-346. ISBN 978-5-4386-1403-6.
219. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Зообентос двух контрастных водохранилищ Молдовы. В: Материалы XIX Международной научной конференции с элементами научной школы молодых ученых *«Биологическое разнообразие Кавказа и юга России»,* посвященной 75-летию со дня рождения доктора биологических наук, Заслуженного деятеля науки РФ, академика Российской экологической академии, профессора Гайирбега Магомедовича Абдурахманова. (г. Махачкала, 4-7 ноября 2017 г.). Махачкала: Типография ИПЭ РД, 2017. С. 523-525. ISBN 978-5-9500577-7-9.
220. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Североамериканский краб *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) – новый инвазивный вид в Приднестровье. В: *Российский Журнал Биологических Инвазий.* №2, 2018. С. 86-89. ISSN–1996–1499.
221. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Зообентос Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ. В: International symposium *«Functional ecology of animals»:* dedicated to the 70th anniversary from the birth of academician Ion Toderaş, 21 september 2018. Chişinău: Imprint Plus, 2018. С421-427. ISBN 978-9975-3159-7-5.
222. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЗУБКОВА, Н.Н., ТИХОНЕНКОВА, Л.А., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Промысловая ихтиофауна Кучурганского водохранилища и роль отдельных видов в накоплении металлов в водоеме-охладителе Молдавской ГРЭС. В: International symposium *«Functional ecology of animals»:* dedicated to the 70th anniversary from the birth of academician Ion Toderaş, 21 september 2018. Chişinău: Imprint Plus, 2018. С. 413-420. ISBN 978-9975-3159-7-5.
223. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЧУР, С.В., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Кормовые ресурсы и рыбопродукционный потенциал Кучурганского водохранилища. В: *Биоразнообразие и факторы, влияющие на экосистемы бассейна Днестра.* Материалы научно-практической конференции (с международным участием). Тирасполь, 16-17 ноября 2018 г. Тирасполь: Eco-TIRAS, 2018. С. 210-216. ISBN 978-9975-56-578-3.
224. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, БОГАТЫЙ, Д.П. Монодакны – Понто-Каспийские реликты Кучурганского водохранилища. В: *Hydropower impact on river ecosystem functioning:* Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019. Tiraspol: Eco-Tiras, 2019 (Tipogr. «Print-Caro»). С. 336-338. ISBN 978-9975-56-690-2.
225. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, КАСАПОВА, Л.В., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Гидрохимические особенности реки Кучурган. В: *Проблемы экологии, сохранения биоразнообразия и восстановления природных ресурсов Приднестровья:* Мат-лы междунар. науч.-практ. конф. посвященной году экологии и благоустройства в Приднестровье. Бендеры, 29 ноября 2019 г. Бендеры, 2019. С. 77-82.
226. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ТИХОНЕНКОВА, Л.А., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Зообентос Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС и роль отдельных его представителей в накоплении металлов. В: Материалы XXI Международной научной конференции *«Биологическое разнообразие Кавказа и юга России».* (г. Магас, 15-18 ноября 2019 г.). Магас, ООО «КЕП», 2019. С. 441-445. ISBN 978-5-4482-0061-8.
227. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ТИХОНЕНКОВА, Л.А., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Хирономиды Кучурганского водохранилища и их роль в накоплении и миграции металлов. В: *Hydropower impact on river ecosystem functioning:* Proceedings of the International Conference, Tiraspol, Moldova, October 8-9, 2019. Tiraspol: Eco-Tiras, 2019 (Tipogr. «Print-Caro»). С. 339-342. ISBN 978-9975-56-690-2.
228. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЧУР, С.В., БОГАТЫЙ, Д.П. Биоиндикационная оценка экологического состояния Дубоссарского водохранилища. В: *Проблемы экологии,*

сохранения биоразнообразия и восстановления природных ресурсов Приднестровья: Мателы междунар. науч.-практ. конф. посвященной году экологии и благоустройства в Приднестровье. Бендеры, 29 ноября 2019 г. Бендеры, 2019. С. 83-91.

229. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** О формировании популяции голландского краба *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) в Кучурганском водохранилище. В: *„EU Integration and Management of the Dniester River Basin"* – Proceedings of the International Conference, Chisinau, October 8-9, 2020. Chisinau: Eco-TIRAS, 2020. С. 309-312. ISBN 978-9975-89-182-0.
230. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** История становления водохранилищ-охладителей ТЭС и АЭС и изучения их донной фауны. В: *Конференция памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа. The Conference dedicated Associate Professor L.L. Popa.* Тирасполь: Eco-TIRAS, 2020. С. 190-207. ISBN 978-9975-3404-1-0.
231. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Донная фауна водоема-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Экология водных беспозвоночных:* тезисы Международной конференции, посвященной 110-летию со дня рождения Ф.Д. Мордухай-Болтовского, 09–13 ноября 2020 г. Ин-т биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. п. Борок: ИБВВ. Ярославль: Филигрань, 2020. С. 89. ISBN 978-5-6045263-8-5.
232. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Кормовой зообентос Дубоссарского водохранилища и вариабельность динамики его биомассы в современных гидрологических условиях Днестра. В: *Проблемы экологии и сохранения биоразнообразия Приднестровья.* Сборник научных статей. Выпуск 5. Бендеры: Полиграфист, 2020. С. 107 – 111. ISBN 978-9975-3431-9-0.
233. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЗУБКОВА, Н.Н., ФИЛИПЕНКО, Е.Н., ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Особенности накопления металлов некоторыми видами рыб Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС. В: *Биогеохимические инновации в условиях коррекции техногенеза биосферы:* Труды Международного биогеохимического Симпозиума, 5–7 ноября 2020. Том 2. Тирасполь: ПГУ им. Т.Г. Шевченко, 2020. С. 211-215. ISBN 978-9975-150-59-0.
234. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, МУСТЯ, М.В. Современное состояние ихтиофауны р. Днестр в пределах Приднестровья. В: *Проблемы экологии и сохранения биоразнообразия Приднестровья.* Сборник научных статей. Выпуск 5. Бендеры: Полиграфист, 2020. С. 111-117. ISBN 978-9975-3431-9-0.
235. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Кормовые ресурсы и рыбопродукционный потенциал Дубоссарского водохранилища. В: *Биологическое разнообразие Кавказа и Юга России.* Материалы XXII Международной научной конференции (г. Грозный, 4-6 ноября 2020 г.). Махачкала: АЛЕФ, 2020. С. 390-394. ISBN 978-5-00128-529-8.
236. **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Современное состояние и многолетняя динамика зообентоса Дубоссарского водохранилища. В: *Биология водных экосистем в XXI веке: факты, гипотезы, тенденции*: тезисы докладов Всероссийской конференции, посвященной 65-летию Института биологии внутренних вод имени И.Д. Папанина Российской академии наук. Борок, 22–26 ноября 2021 г. Ярославль: Филигрань, 2021. С. 188. ISBN 978– 6047146-2-1.
237. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, МУСТЯ, М.В., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Промысловая ихтиофауна Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ. В: *Вестник Приднестровского университета. Сер.: Медико-биологические и химические науки:* № 2 (68). Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2021. С. 136-145. E-ISSN 1857-4246
238. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Воздействие гидротехнического комплекса Новоднестровской ГАЭС на высшие водные растения Днестра. В: *Биоразнообразие и рациональное использование природных ресурсов.* Материалы

докладов VIII Всероссийской научно-практической конференции, с международным участием. Махачкала, 21 мая 2021 года. Махачкала: АЛЕФ, 2021. С. 189-193. ISBN 978-5-00128-094-1.

239. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, БОГАТЫЙ, Д.П., МУСТЯ, М.В., ЗОЛОТАРЕВА, Г.В. Место и роль бентосных беспозвоночных Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ в трофических цепях. В: *Transboundary Dniester River basin management and EU intergaration – step by step* – Proceedings of the International Conference, Chisinau, October 27-28. Chisinau: Eco-TIRAS, 2022. С. 232-239. ISBN 978-9975-3201-9-1.
240. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ФИЛИПЕНКО, Е.Н., ТИХОНЕНКОВА, Л.А. Гидрохимические показатели и оценка качества воды Кучурганского водохранилища. В: *Вестник Приднестровского университета. Сер.: Медико-биологические и химические науки:* № 2 (71). Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2022. С. 123-132. E-ISSN 1857-4246.
241. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, МУСТЯ, М.В., ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Чужеродные гидробионты Кучурганского водохранилища. В: Материалы XXIV Международной научной конференции *«Биологическое разнообразие Кавказа и Юга России».* (г. Магас, 17-20 ноября 2022 г. Магас, Махачкала: Издательство АЛЕФ, 2022. С. 552-558. ISBN 978-5-00212-129-8.
242. **ФИЛИПЕНКО, С.** Сукцессии зообентоса Дубоссарского водохранилища под воздействием гидроэнергетического строительства. В: *Buletinul Academiei de Ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii.* № 3 (347), 2022. pp. 8-24. ISSN 1857–064X.
243. **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ФИЛИПЕНКО, Е.Н. Современные экологические проблемы экосистемы реки Днестр. В: *Экология и жизнь человека:* материалы II международной научно-практической конференции (7 февраля 2023 г., г. Рыбница). Рыбница, 2023. С. 149-153.
244. **ФИЛИПЕНКО, С.** *Зообентос Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ*. Монография. Кишинэу, 2023. 215 с. ISBN 978-9975-3610-1-9.
245. ФОМЕНКО, В.Г., **ФИЛИПЕНКО, С.И.** Перспективы развития малой электроэнергетики в Приднестровье. В: Сборник научных трудов Международного научно-практического симпозиума *«Низко-углеродные открытые инновации для регионов Украины»,* Том 2. LCOI-Reviews, No. 11. 30.11.2012. Донецк: Юго-Восток, 2012. С. 84-89.
246. ШАРАПАНОВСКАЯ, Т.Д. К изучению состояния кормовой базы Дубоссарского водохранилища. В: *I съезд гидробиологов Молдавии*. Кишинев: Штиинца, 1986. С. 158-159.
247. ШАРАПАНОВСКАЯ, Т.Д., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЧУР, С.В. Биологическое обоснование вероятного ущерба, наносимого рыбным запасам реки Днестр в случае производства дноуглубительных работ. В: *Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа.* Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2010. С. 90-97.
248. ШАРАПАНОВСКАЯ, Т.Д., **ФИЛИПЕНКО, С.И.**, ЧУР, С.В. Современное состояние ихтиофауны среднего и нижнего участков Дубоссарского водохранилища. В: *Интегрированное управление бассейном трансграничного Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы:* Материалы международной конференции, Тирасполь, 26-27 октября 2017 года. Eco-TIRAS, 2017 (Tipogr. “Elan Poligraf”). С. 424-427. ISBN 978-9975-66-591-9.
249. ШАХМАТОВА, Р.А. Адаптация некоторых видов гидробионтов к сточным водам химической промышленности. В: *Реакции гидробионтов на загрязнение*. М.: Наука, 1983. С. 117–121.

250. ШИТИКОВ, В.К., РОЗЕНБЕРГ, Г.С., ЗИНЧЕНКО, Т.Д. *Количественная гидроэкология: методы системной идентификации.* Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с. ISBN 5-93424-109-5.
251. ШУБЕРНЕЦКИЙ, И.В. Макробеспозвоночные некоторых водоемов национальной экологической сети Молдовы. В: *Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья.* Материалы IV Международной научно-практической конференции 9–10 ноября 2012 г. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2012. С. 356-357. ISBN 978-9975-4062-8-4.
252. ЯКОВЛЕВ, В.А. Трофическая структура зообентоса – показатель состояния водных экосистем и качества воды. В: *Водные ресурсы*, 2000. Т. 27. № 2. С. 237-244. ISBN 0321-0596.
253. ЯКОВЛЕВ, В.А. *Пресноводный зообентос северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика).* Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН. ч.1, 2005. 161 с.
254. ЯКОВЛЕВ, В.А., ЯКОВЛЕВА, А.В. Полихета *Hypania invalida* (Polychaeta: Ampharetidae) в Куйбышевском водохранилище: распределение, размерно-весовые характеристики. В: *Российский Журнал Биологических Инвазий.* № 1, 2010. С. 44-55. ISSN – 1996–1499.
255. ЯРОШЕНКО, М.Ф. *Гидрофауна Днестра*. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 169 с.
256. ЯРОШЕНКО, М.Ф., ДЕДЮ, И.И. Роль Понто-Каспия в формировании донной фауны бассейна реки Днестр. В: *Биологические ресурсы водоемов Молдавии*. Кишинев: Штиинца, 1962. С. 3-20.
257. ЯРОШЕНКО, М.Ф. Олигохеты водоемов бассейна реки Днестр. В: *Биологические ресурсы водоемов Молдавии.* Выпуск 6. Кишинев: Штиинца, 1970. С. 76-96.
258. ЯРОШЕНКО, М.Ф., НАБЕРЕЖНЫЙ, А.И., ВЛАДИМИРОВ, М.З., ВАЛЬКОВСКАЯ, О.И. Кормовые запасы Дубоссарского водохранилища и использование их рыбцом (Vimba vimba vimba natio carinata Pallas). В: *Биологические ресурсы водоемов Молдавии.* Выпуск 5. Кишинев: Штиинца, 1970. С. 70-78.
259. ЯРОШЕНКО, М.Ф., СТЕПАНОВА, Г.М. Сезонные и возрастные изменения биохимического состава *Limnomysis benedeni Czer*. В: *Биологические ресурсы водоемов Молдавии.* Выпуск 9. Кишинев: Штиинца, 1971. С. 12-21.

Источники на румынском языке

260. BACAL, P., BURDUJA, D., CAZANȚEVA, O., COJOCARI, A., COROBOV, R., DONICA, A., **FILIPENCO, S.** şi al. *Studiul impactului social şi de mediu al complexului hidroenergetic Nistrean*. UNDP, 2021. 34 p.
261. BĂCESCU, M. *Rhithropanopeus harrisii tridentatus* (Maitland), un crab american pătruns şi aclimatizat de curând în lagunele sălcii ale Razelmului. În: *Buletinul ştiinţific al Academiei Republicii Populare România. Secţia de Biologie şi Ştiinţe*, 1952. 4 (3). pp. 571-578.
262. BILETCHI, L. Caracteristica acumularii strontiului la molustele din fluviul Nistru. In: *Conservarea biodiversitatii bazinului Nistrului.* Materialele Conferintei Internationale. Chişinău, 7 – 9 octombrie 1999. Chişănau, 1999. pp. 20–21. ISBN 9975-78-023-7.
263. BULAT, Dm., BULAT, Dn., TODERAȘ, I., USATÎI, M., ZUBCOV, E., UNGUREANU, L. *Biodiversitatea, bioinvazia şi bioindicaţia (în studiul faunei piscicole din Republica Moldova).* Chişinău: S. n., 2014 (Tipografia "Foxtrot"). 430 p. ISBN 978-9975-120-38-8.
264. BULAT, Dm. *Ihtiofauna Republicii Moldova: amenînţări, tendinţe şi recomandări de reabilitate*. Monografie. Chişinău: S.n., 2017. 343 p. ISBN 978-9975-89-070-0.

265. BULAT, DUMITRU. *Ihtiofauna Republicii Moldova: geneza, starea actuală, tendinţe şi măsuri de ameliorare:* Teză de doctor habilitat în ştiinţe biologice. Chişinău, 2019. 269 p.
266. *Cartea Roşie a Republicii Moldova.* Ed. a 3-a. Ch.: O.E.P. Ştiinţa, 2015. 492 p.
267. EN ISO5667-6:2011 Calitatea apei Prelevare Partea 6: Ghid pentru prelevările efectuate în rîuri şi alte cursuri de apă.
268. EN ISO5667-14:2011 Calitatea apei Prelevare Partea 14: Ghid pentru asigurarea calităţii la prelevarea şi manipularea probelor de apă naturală.
269. **FILIPENCO, S**., BULIGA, I., BREAHNĂ, A. Fauna bentonică a lacului de acumulare refrigerent Cuciurgan în perioada a.a. 2004–2006. În: *Probleme actuale ale protecţiei şi valorificarii durabile a diversităţii lumii animale:* Materiale conf. a 6-a a zoologilor din Rep. Moldova. Chişinau, 2007. pp. 160-162. ISBN 978-9975-80-071-6.
270. **FILIPENKO, S.**, PURCIC, V., DUMBRĂVEANU, D., RAILEAN, N. Crabul de mâl (Nord-American) *Rhithropanopeus Harrisi* (Gould, 1841) - o nouă specie invazivă în Moldova. În: *Buletinul Academiei de ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii.* № 2(335), 2018. pp. 71-77. ISSN 1857–064X.
271. **FILIPENCO, S.** Structura comunităților de zoobentos din lacurile de acumulare Dubăsari și Cuciurgan în baza clasificării zoogeografice In: *Akademos.* 2/2023. pp. 41-45. ISSN 1857-0461.
272. *Ghid metodologic pentru monitorizarea impactului hidroenergetic asupra ecosistemelor fluviale transfrontaliere* / BSB165-HydroEcoNex, Programul Operațional Comun Bazinul Mării Negre, Institute of Zoology, Republic of Moldova, Center of Research of Hydrobiocenoses; editori: Elena Zubcov, Lucia Bileţchi. Chișinău: S. n., 2021 (F.E.-P. „Tipografia Centrală"). 80 p. ISBN 978-9975-128-28-5.
273. JELEAPOV, A. Efectul pulsatoriu al undelor de apă de evacuare din cadrul complexului hidroenergetic Nistrean (efectul hydropeaking). În: *Transboundary Dniester River basin management and EU intergaration – step by step* – Proceedings of the International Conference, Chisinau, October 27-28. Chisinau: Eco-TIRAS, 2022. pp. 79-84. ISBN 978-9975-3201-9-1.
274. JURMINSKAIA, O., BAGRIN, N., ZUBCOV, E. Starea actuală a fluviului Nistru pe teritoriul republicii Moldova conform unor parametri fizico-chimici. În: *„EU Integration and Management of the Dniester River Basin"* – Proceedings of the International Conference, Chisinau, October 8-9, 2020. Chisinau: Eco-TIRAS, 2020. pp. 74-80. ISBN 978-9975-89-182-0.
275. *Monitoringul calităţii apei şi evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice: Îndrumar metodic* / Acad. de Ştiinţe a Moldovei, Inst. de Zoologie, Univ. Acad. de Ştiinţe a Moldovei. Chișinău: S. n., 2015. 84 p. ISBN 978-9975-66-503-2.
276. PURCIC, V. Dimorfismul morfo-anatomic al speciei *Macrobrachium nipponense* de Haan. În: *Buletinul Academiei de ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii.* № 2(308), 2009. pp. 80-85. ISSN 1857–064X.
277. *Resursele naturale şi mediul în Republica Moldova. Culegere statistică*. Chişinău, 2021. 132 p.
278. SM SR EN ISO 8689-1:2011 Calitatea apei Clasificarea biologica a rîurilor Partea 1: Ghid pentru interpretarea datelor biologice de calitate obţinute din studierea macronevertebratelor bentonice.
279. SM SR EN ISO 8689-2:2011 Calitatea apei Clasificarea biologica a rîurilor Partea 2: Ghid pentru prezentarea datelor biologice de calitate obţinute din studierea macronevertebratelor bentonice.
280. SM SR EN ISO 5667-3:2011 Calitatea apei Prelevare Partea 3: Ghid pentru conservarea şi manipularea probelor de apă.

281. SM SR EN ISO 5667-4:2007 Calitatea apei Prelevare Partea 4: Ghid de prelevare a apelor din lacuri naturale şi artificiale.
282. SM SR EN ISO 11885:2012. ”Calitatea apei. Determinarea elementelor selectate prin spectroscopie de emisie optică cu plasmă cuplată inductiv (ICP-OES)”.
283. TIHONENCOVA, L. *Evaluarea impactului termocentralei electrice asupra stării ecologice a lacului de acumulare Cuciurgan*. Rez. tezei de doctor în ştiinţe biologice. Chişinău, 2016. 30 p.
284. TODERAŞ, I., VICOL, M., şi al. Particularităţile fizicochimice, biologice şi productivitatea lacului de baraj Dubăsari (Republica Moldova). În: *Lacurile de acumulare din Romania.* Vol. I. Iaşi, 1997. pp. 70–74.
285. TODERAŞ, I., VLADIMIROV, M., şi al. Evoluţia ecosistemului lacului de baraj Cuciurgan (bazinul r. Nistru) in condiţiile presingului termic. În: *Lacurile de acumulare din Romania — tipologie, valorificare, protecţie.* Vol. I. Potoci, 1997. pp. 57–64.
286. TODERAŞ, I., VLADIMIROV, M., şi al. Indicii funcţionali-energetici ai verigilor trofice ale ecosistemelor acvatice principale ale Moldovei şi productivitatea piscicolă potenţială şi industrială. În: *Diversitatea şi ecologia lumii animale in ecosisteme naturale şi antropizate.* Chişinău, 1997. pp. 111–114.
287. TODERAŞ, I., ZUBCOV, E., BILETCHI, L. şi al. Legitaţile acumulării metalelor în hidrobionţi. În: *Diversitatea şi ecologia lumii animale în ecosisteme naturale şi antropizate*. Chişinău, 1997. pp. 146-150.
288. TODERAS, I., ZUBCOV, E., BILETCHI, L. Rolul molustelor acvatice in migratia biogena a strontiului in Nistrul inferioir. În: *Problemele conservarii biodiversitatii din cursul medial si inferior al fluviului Nistru.* Tezele Conferintei Internationale. Chişinău, 6-7 noembrie 1998. Chişinău, 1998. pp. 165-167.
289. TODERAŞ, I., ZUBCOV, E., BILEŢCHI, L., ZUBCOV, N. Rolul funcţional al populaţiilir nevertebratelor bentonice în migraţia biogenă a microelementelor. În: *Anale ştiinţifice ale Universităţii de Stat din Moldova*. Chişinau, 1999. pp. 137-140.
290. UNGUREANU, L., TUMANOVA, D., UNGUREANU, G. Statutul trofic şi starea saprobiologică a lacurilor de acumulare Dubăsari şi Cuciurgan conform parametrilor cantitativi ai fitoplanctonului. In: *Buletinul AŞM. Ştiinţele vieţii.* Nr. 3 (315). Chişinău, 2011. pp. 93-99. ISSN 1857–064X.
291. VITION, P. Structura trofică a unor specii de (Annelida, Oligochaeta) acvatice din râul Nistru. În: *Managementul bazinului transfrontalier Nistru în cadru noului acord bazinal.* Materialele Conferinţei Internaţionale. Chişinău, 20-21 septembrie 2013. Chişinău: Eco-TIRAS, 2013. pp. 54-55. ISBN 978-9975-66-353-3.
292. VITION, P. Răspîndirea (*Annelida, Oligochaeta*) acvatice în bazinul hidrografic Nistru. În: *Managementul bazinului transfrontalier Nistru în cadru noului acord bazinal.* Materialele Conferinţei Internaţionale. Chişinău, 20-21 septembrie 2013. Chişinău: Eco-TIRAS, 2013. pp. 56-57. ISBN 978-9975-66-353-3.
293. VLADIMIROV, M., CIORIC, T., VICOL, M., ŞUBERNEŢKI, I., TODERAŞ, I., BORŞ, Z., ESAULENCO, V. Bilanţul biotic şi potenţialul productivităţii a lacului de baraj Dubăsari in condiţiile antropogene. În: *Buletinul Academiei de ştiinţe a republicii Moldova. Ştiinţele biologice şi chimice.* Chişinău: Ştiinţa, 1992. № 4. pp. 40-43. ISSN 1857–064X.
294. ZUBCOV, E. Starea actuală a fluviului Nistru. In: *Akademos. Revistă de Ştiinţă, Inovare, Cultură şi Artă.* Chişinău. Nr.4 (27), decembrie 2012. pp. 99–102. E-ISSN 2587–3687.
295. ZUBCOV, E., TODERAS, I., ZUBCOV, N., BILEȚCHI, L. Cap. IV. Repartizarea, migrația și rolul microelementelor în apele de suprafață. In: *Microelementele în componentele biosferei și aplicarea lor în agricultură și medicină.* Monografie colectivă. Toma S. (ed.) Pontos, 2016. pp. 78-107. ISBN 978-9975-51-724-9.

296. ZUBCOV, E., JURMINSCAIA, O., BAGRIN, N., BORODIN, N., ANDREEV, N. Dinamica parametrilor fizico-chimici în apele fluviului Nistru. În: *Akademos.* Nr.1 (44), 2017. pp. 48-53. ISSN 1857-0461.

Источники на других языках:

297. BACAL, P., BURDUJA, D., CAZANTEVA, O., COJOCARI, A., COROBOV, R., DONICA, A., **FILIPENCO, S.** et al. *Dniester hydro power complex social and environmental impact study.* UNDP, 2021. 34 p.
298. BALIAN, E.V., SEGERS, H., LEVEQUE, C., MARTENS, K. The Freshwater Animal Diversity Assessment an overview of the results. In: *Hydrobiologia*, 2008. V. 595. pp. 627–637. ISSN 1573-5117.
299. BARSIENE, J. Mollusks as bioindicators of freshwater pollutants. In: *1st Genetical Congress of the Baltic States (Estonia, Latvia, Lithuania) 1992. Eksp. biol.*, 1992 (1993). № 3– 4. pp. 101–102.
300. BIRK, S., BONNE, W., BORJA, A. et al. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. In: *Ecol. Indic*., 2012. 8. pp. 31-41. ISSN 1470-160X.
301. BILETCHI, L., MUNJIU, O., SUBERNETCHII, I., ANDREEV, N. Study on mollusks from Dubasari reservoir. In: *Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity:* Intern. conf. of zoologist: dedicated to the 50th anniversary from the fondation of Inst. of Zoology of ASM. Chişinău, 2011. pp. 158-159. ISBN 978-9975-4248-2-0.
302. BO, T., DORETTO, A., LAINI, A., BONA, F., FENOGLIO, S. Biomonitoring with macroinvertebrate communities in Italy: What happened to our past and what is the future? In: *J. Limnol.*, 2017; 76. pp. 21-28. ISSN: 1723-8633.
303. BOYLE, T., KEITH, D., PFAU, R. Occurrence, reproduction, and population genetics of the estuarine mud crab, *Rhithropanopeus harrisii* (Gould) (Decapoda, Panopidae) in Texas freshwater reservoirs. In: *Crustaceana*, 2010. 83(4). pp. 493-505. ISSN 1568-5403.
304. BUSS, D.F., CARLISLE, D.M., CHON, T.S. et al. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. In: *Environ. Monit. Assess.*, 2015. 187. pp. 1-21. ISSN 1573-2959.
305. BUTKAS, K.J., VADEBONCOEUR, Y., VANDER ZANDEN, M.J. Estimating benthic invertebrate production in lakes: a comparison of methods and scaling from individual taxa to the whole-lake level. In: *Aquatic Sciences*, 2011. 73. pp. 153–169. ISSN 1015-1621.
306. CASAS, S., GONZALEZ, J.L., ANDRAL, B., COSSA, D. Relation between metal concentration in water and metal content of marine mussels (Mytilus galloprovincialis): impact of physiology. In: *Environ Toxicol Chem.*, 2008. 27. pp. 1543–1552. ISSN 1552-8618.
307. CREPIS, O., USATÎI, M., STRUGULIA, O., USATÎI, A., CEBANU, A., BODEAN, A. Variations in the fish population density in the process of ecological succession of the Kuchurgan reservoir. In: *Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity:* 8-th Intern. Conf. of Zoologists, 10-12 oct. 2013. Chişinău: S. n., 2013. pp. 205-206. ISBN 978-9975-66-361-8.
308. DAMPILOVA, B.V., KHAZHEEVA, Z.I., PLYUSNIN, A.M. Heavy Metal Species in the Bottom Sediments of the Aquatic System of Lake Gusinoe (Buryatia). In: *Geochemistry International*. Vol. 60, 2022. pp. 279–285. ISSN 1556-1968.
309. EC – European Communities, 2000. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy*. Official Journal L 327, 22/12/2000 P. 0001 – 0073.

310. EFFORD, I.E., GARCIA, C.M., WILLIAMS, J.D. Facing the challenges of invasive alien species in North America. In: *Global biodiversity*, 1997. V.7 (1). pp. 25-30. ISSN. 11953101.
311. **FILIPENKO, S.**, BOGATYJ, D., MUSTYA, M. The zoobenthos and the production potential of benthophagous fish from the Iagorlîc reserve and Dubăsari and Cuciurgan reservoir lakes. In: J. *Wetlands Biodiversity*, 2023: 13. P. 33-47. ISSN 2247 – 0506.
312. FOMENKO, V., **FILIPENKO, S.** The evaluation of the functional and ecological status of the Tiraspol section of the Dniester protection embankment. In: J. *Wetlands Biodiversity*, 2012. - № 2. – P. 15-20. ISSN 2247 – 0506.
313. FORWARD, R.B. Larval biology of the crab *Rhithropanopeus harr*isii (Gould): a synthesis. In: *Biological Bulletin*, 2009. 216. pp. 243-256. ISSN 1939-8697.
314. FOWLER, A.E., FORSSTRÖM, T., NUMERS, M., VESAKOSKI, O. The North American mud crab Rhithropanopeus harrisii (Gould, 1841) in newly colonized Northern Baltic Sea: distribution and ecology. In: *Aquatic Invasions*, 2013. Vol. 8. (1). pp. 89–96. ISSN 1818-5487.
315. FRIBERG, N. Impacts and indicators of change in lotic ecosystems. In: *WIREs Water*, 2014. 1. pp. 513-531. ISSN: 1942-4795.
316. GRANT, G.E. A framework for evaluating disciplinary contributions to river restoration. In: *Proc. 4th ECRR Conference on River Restoration*. Italy, Venice, S. Servolo Island, 16-21 June 2008. pp. 113-122.
317. GUARESCHI, S., LAINI, A., SÁNCHEZ-MONTOYA, M.M. How do low-abundance taxa affect river biomonitoring? Exploring the response of different macroinvertebrate-based indices. In: *J. Limnol*., 2017. 76 (Suppl.1). pp. 9-20. ISSN 1723-8633.
318. GUEROLD, F., VEIN, D., JACQUEMIN, G., MORETEAU, J.-C. Impact de lácidification des ruisseaux vosgiens sur la boidiversité de la macrofaune benthique. In: *C. R. Acad. Sci.,* Paris, Ser. 3, 1993. 316. № 11. pp. 1388 – 1392.
319. GUPTA, S.K., SINGH, J. Evaluation of mollusc as sensitive indicatior of heavy metal pollution in aquatic system: a review. In: *The IIOAB Journal*, 2011. Vol. 2. Issue 1. pp. 49-57. ISSN 0976-3104.
320. HARTMAN, S. Sediment management of alpine reservoirs considering ecological and economic aspects. In: *Proceedings of the Ninth International Symposium on River Sedimentation.* October 18 – 21, 2004, Yichang, China. pp. 38-45.
321. HEALY, T., WO, K. Sediment characteristics and bed level changes in relation to sand extraction and damming of sand-gravel river: the lower Waikato River, New Zealand. In: *Journal of Hydrology (New Zealand)*, 2002, v. 41 (2). pp. 175-196. ISSN 0022-1708.
322. HEGELE-DRYWA, J., NORMANT, M. Feeding ecology of the American crab *Rhithropanopeus harrisii* (Crustacea, Decapoda) in the coastal waters of the Baltic Sea. In: *Oceanologia*, 2009. 51 (3). pp. 361–375. ISSN: 0078-3234.
323. HERING, D., BORJA, A., CARSTENSEN, J. et al. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. In: *Sci. Total Environ*., 2010. 408. pp. 4007-4019. ISSN: 0048-9697.
324. ISO 7828:1985. Water quality - Methods of biological sampling - Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates.
325. ISO 8265:1988, Water quality - Design and use of quantitative samplers for benthic macro-invertebrates on stony substrata in shallow freshwaters.
326. ISO 9391:1993. Water quality - Sampling in deep waters for macro-invertebrates - Guidance on the use of colonization, qualitative and quantitative samplers.
327. ISO 9964-1:1993 Water quality - Determination of sodium and potassium. Part 1: Determination of sodium by atomic absorption spectrometry.

328. ISO 9964-2:1993 Water quality - Determination of sodium and potassium Part 2: Determination of potassium by atomic absorption spectrometry.
329. KAMPA, E., ARTEMIADOU, V., LAZARIDOU-DIMITRIADOU, M. Ecological quality of the River Axios. In: *Belgian Journal of Zoology*, 2000. Vol. 130. P. 21. ISSN 0777-6276.
330. KENNEY, M.A., SUTTON-GRIER, A.E., SMITH, R.F., GRESENS S.E. Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The intersection of science and policy. In: *Terrestrial Arthropod Reviews,* 2, 2009. - pp. 99–128. ISSN 1874-9836.
331. MACEDO, R., FRANCO, A.C., KLIPPEL, G. et al.. Small in size but rather pervasive: the spread of the North American rotifer Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908) through Neotropical basins. In: *BioInvasions Records*, 2020. Volume 9. pp. 287–302. ISSN 2242-1300.
332. MASESE, F.O., RABURU, P.O. Improving the performance of the EPT Index to accommodate multiple stressors in afrotropical streams. In: *African Journal of Aquatic Science*, 2017. 42:3. pp. 219-233. ISSN 1727-9364.
333. MASTITSKY, S.E., SAMOILENKO, V.M. The gravel snail, *Lithoglyphus naticoides* (Gastropoda: Hydrobiidae), a new Ponto-Caspian species in Lake Lukomskoe (Belarus). In: *Aquatic Invasions,* 2006 Volume 1, Issue 3. pp. 161-170. ISSN 1818-5487.
334. METCALFE-SMITH, J.L., GREEN, R.H. Ageing studies on three species of freshwater mussels from a metal-polluted watershed in Nova Scotia. In: *Canadian Journal of Zoology*, 1992. 70. № 7. pp. 1284–1291. ISSN 1480-3283.
335. MITCHELL, J.S., BAILEY, R.C., KNAPTON, R.W. Abundance of Dreissena polymorpha and Dreissena bugensis in a warmwater plume: Effects of depth and temperature. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1996. 53, № 8. pp. 1705-1712. ISSN 1205-7533.
336. MOLLOY, D.P., KARATAYEV, A.Y., BURLAKOVA, L.E. et al. Natural enemies of Zebra mussels (Bivalvia: Dreissenidae): predators, parasites, and ecological competitors. In: *Reviews in Fisheries Science,* Volume 5, Issue 4, 1997. pp. 27-97. ISSN 2330-8257.
337. MUBIANA, V.K., VERCAUTEREN, K., BLUST, R. The influence of body size, condition index and tidal exposure on the variability in metal bioaccumulation in Mytilus edulis. In: *Environ Poll.,* 2006. 144. pp. 272–279. ISSN 1873-6424.
338. MUNJIU, O., ANDREEV, N. Zoobenthos of the Dniester river on the territory of the Republic of Moldova for the period 2018-2021. In: X-th International Conference of Zoologists *"Sustainable use and protection of animal world in the context of climate change"* dedicated to the 75th anniversary from the creation of the first research subdivisions and 60th from the foundation of the Institute of Zoology. 16-17 September 2021. Chisinau, 2021. pp. 65-69. ISBN 978-9975-157-82-7.
339. MUNJIU, O., BUŞMACHIU, G., ŞULEŞCO, T., ȘUBERNEȚKII, I., TODERAŞ, I. Review of Aquatic Arthropods (Phylum Arthropoda) in the Republic of Moldova. In: *Acta Zoologica Bulgarica,* 73 (1), March 2021. pp. 31-50. ISSN 2603-3798.
340. MUNEER, J., AlOBAID, A., ULLAH, R. et al. Appraisal of toxic metals in water, bottom sediments and fish of fresh water lake. In: *Journal of King Saud University.* Science 34, 2022. 101685. ISSN 1018-3647.
341. NAZAROVA, L.B., SEMENOV, V.F., SABIROV, R.M., EFIMOV, I.Yu. The State of Benthic Communities and Water Quality Evaluation in the Cheboksary Reservoir. In: *Water Resources,* Vol. 31, No. 3, 2004, pp. 316–322. ISSN 1608-344X.
342. NÕGES, P., VAN DE BUND, W., CARDOSO et al. Assessment of the ecological status of European surface waters: a work in progress. In: *Hydrobiologia,* 2009. 633. pp. 197-211. ISSN 1573-5117.

343. NORMANT, M., MIERNIK, J., SZANIAWSKA, A. Remarks on the morphology and the life cycle of *Rhithropanopeus harrisii ssp tridentatus* (Maitland) from the Dead Vistula River. In: *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 2004. 33(4). pp. 93-102. ISSN 1897-3191.
344. NORMANT, M., GIBOWICZ, M. Salinity induced changes in haemolymph osmolality and total metabolic rate of the mud crab Rhithropanopeus harrisii Gould, 1841 from Baltic coastal waters. In: *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* 2008. 355 (2). pp. 145-152. ISSN 0022-0981.
345. PACKER, D.B., GRIFFIN, R., McGlynn, K.E. *National Marine Fisheries Service National Gravel Extraction Guidelines*. US Dept. of Commerce, NOAA Tech. Memo, NMFS-F/SPO-70, 2005. 27p.
346. **PHILIPENKO, S.**, PHILIPENKO, E., FOMENKO, V. Kuchurgan storage reservoir – as one of the key component of the wetlands of the lower portions of Dniester river. In: *J. Wetlands Biodiversity*, 2013. № 3. pp. 67-75. ISSN 2247–0506.
347. **PHILIPENKO, S.** The benthic Ponto-Caspian fauna of the Kuchurgan storage reservoir of the Moldavian central steam power station. In: *J. Wetlands Biodiversity*, 2015. № 5. pp. 7-11. ISSN 2247 – 0506.
348. **PHILIPENKO, S.I.** The zoobenthos role in the development of the parasitic communities in Kuchurgan reservoir. In: *Buletinul Academiei de ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii.* № 1(325), 2015. pp. 138-145. ISSN 1857–064X.
349. **PHILIPENKO, S.I.** Invasive decapods in the basin of the lower Dniester. In: The V International Symposium *«Invasion of alien species in holarctic: book of Abstracts» /* Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, A.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution Russian Academy of Sciences. Publisher "Филигрань", Yaroslavl, 2017. P. 93. ISBN 975-5-906682-92-5.
350. **PHILIPENKO, S.I.** Mud Crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) is a New Invasive Species in Transdniestria. In: *Russian Journal of Biological Invasions*, 2018, Vol. 9, No. 3, pp. 270–272. ISSN 2075-1117.
351. **PHILIPENKO, S.I.** Mud crab *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) - as a component of the hydrofauna of the Kuchurgan reservoir-cooler of the Moldavian power station. In: *Invasion of Alien Species in Holarctic. Borok-VI* : sixth International Symposium. Kazan: Buk, 2021. P. 73. ISBN 978-5-00118-788-2.
352. PINDER, L.C., FARR, I.S. Biological surveillance of water quality. In: *Archiv fur Hydrobiologie*, 1987. Vol. 109. pp. 619-637. ISSN 0003-9136.
353. PROTASOV, A., SYLAIEVA, A., NOVOSELOVA, T., MOROZOVSKAYA, I. Benthic and periphytic invertebrate contour groups in techno-ecosystems of power plants of Ukraine. In: X-th International Conference of Zoologists *«Sustainable use and protection of animal world in the context of climate change»* dedicated to the 75th anniversary from the creation of the first research subdivisions and 60th from the foundation of the Institute of Zoology. 16-17 September 2021. Chisinau, 2021. pp. 70-76. ISBN 978-9975-157-82-7.
354. RESH, V.H. Freshwater Benthic Macroinvertebrates and Rapid Assessment procedures for water Quality Monitoring in Developing and Newly Industrialized Countries 167-177. In: *Biological Assessment and Criteria. Tools for water resource planning and decision making*. CRC, U.S.A., 1995. pp 167-181. ISBN 0-87371-894-1/95.
355. ROLLET, A.J., PIEGAY, H., BORNETTE, G., PERSAT, H. Sediment dynamics, channel morphology and ecological restoration downstream a dam: the case of the Ain River. In: *Proc. 4th ECRR Conference on River Restoration.* Italy, Venice, S. Servolo Island, 16-21 June, 2008. pp. 497-504.
356. ROSSARO, B., BOGGERO, A., CROZET, B.L. wet al. A comparison of different biotic indices based on benthic macro-invertebrates in Italian lakes. In: *J. Limnol.*, 2011. 70. pp. 109-122. ISSN 1723-8633.

357. SAETHER, O.A. Zoogeographical patterns in Chironomidae (Diptera). In: *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 2000. V. 27. pp. 290–302. ISSN 0368-0770.
358. SALMELIN, J. *New applications of zoobenthos measurements for risk assessment of chemicals in aquatic ecosystems*. Jyväskylä: University of Jyväskylä, 2015. 41 p. ISBN 978-951-39-6416-0.
359. SCHLOESSER, D.W., NALEPA, T.F. Dramatic decline of unionid bivalves in offshore waters of western Lake Erie after infestation by the zebra mussel, Dreissena polymorpha. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1994. Vol. 51. pp. 2234-2242. ISSN 1205-7533.
360. SHUKLA, A., BHANDARI, R. Biomonitoring study of river Narmada in Jabalpur region with special reference to benthic macroinvertebrates. In: *International Journal of Recent Scientific Research.* Vol. 10, Issue, 02(C), February, 2019. pp. 30857-30863. ISSN 0976-3031.
361. SZIVÁK, I., CSABAI, Z. Are there any differences between taxa groups having distinct ecological traits based on their responses to environmental factors? In: *Aquat. Insects,* 2012. 34. pp. 173-187. ISSN 1744-4152.
362. TAYLOR, K.G., OWENS, P.N., BATALLA, R.J., GARCIA, C. Sediment and contaminant sources and transfers in river basins. In: *Sustainable management of sediment resources, vol. 4. Sediment management at the river basin scale.* P.N. Owens Ed. Amsterdam: Elsevier, 2008. pp. 83-135. ISSN 1872-1990.
363. TSYBEKMITOVA, G.T., KUKLIN, A.P., TSYGANOK, V.I. Heavy Metals in Bottom Sediments of Lake Kenon (The Trans-Baikal Territory, Russia). In: *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.* Vol. 103, 2019. pp. 286–291. ISSN 1432-0800.
364. VAROL, M., USTAOĞLU, F., TOKATLI, C. Ecological risks and controlling factors of trace elements in sediments of dam lakes in the Black Sea Region (Turkey). In: *Environmental Research.* Vol. 205, 2022. 112478. ISSN 1096-0953.
365. VITION, P. Structure of oligochaeta from aquatic ecosystems. In: *Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity:* 8-th Intern. Conf. of Zoologists, 10-12 oct. 2013. Chişinău: S. n., 2013. pp. 244-245.
366. WOHL, N.E., CARLINE, R.F. Relations among riparian grazing, sediment loads, macroinvertebrates, and fishes in three central Pennsylvania streams. In: *Canadian J. of Fish and Aquatic Sci*. 1996, v. 53 (suppl.1). pp. 260-266. ISSN 1205-7533.
367. ZALOTA, A.K., SPIRIDONOV, V.A., KOLYUCHKINA, G.A. New method of in situ observations and census of invasive mud crab *Rhithropanopeus harrisii* (Crustacea, Decapoda, Panopeidae) applied in the Black and Azov seas. In: *Arthropoda Selecta*, 2016 Vol. 25 No. 1 pp. 39–62. ISSN 0136-006X.
368. ZAPKUVIENE, D. The anthropogenic impact on genetical structure of Dreissena polymorpha pallas populations in waters of different thermal regime. In: *1st Genetical Congress of the Baltic States (Estonia, Latvia, Lithuania) 1992*. Eksp. biol., 1992 (1993). № 3– 4. pp. 132–133.
369. ZUBCOV, E., BILETCHI, L., ZUBCOV, N., PHILIPENKO, E., BORODIN, N. The metal accumulation in aquatic plants of Dubăsari and Cuciurgan reservoirs. In: *Muzeul Olteniei Studii şi comunicări*. *Ştiinţele Naturii*, 2013. 2. Tom. 29. pp. 216-219. ISSN 1454-6914.

Электронные источники:

370. *Годовой отчет Русгидро 2021*. Доступно: http://www.rushydro.ru/upload/iblock/b16/Godovoj-otchet-2021.pdf
371. *ЗАО «Молдавская ГРЭС»*. Доступно: https://moldgres.com

372. *Instrucţiune privind evaluarea prejudiciului cauzat resurselor piscicole din bazinele acvatice ale Republicii Moldova*, 2003. Disponibil: http://amac.md/Biblioteca/data/03/02.34.1.pdf
373. Regulamentul cu privire la cerinţele de calitate a mediului pentru apele de suprafaţă. *Hotărâre Guvernul Republica Moldova Nr. 890 din 12-11-2013 «Pentru aprobarea Regulamentului cu privire la cerinţele de calitate a mediului pentru apele de suprafaţă».* Disponibil: https://www.legis.md/cautare/getResults?doc_id=48703&lang=ro
374. CHEUNG, S.G. Effects of heavy metals on the survival and feeding behaviour of the sandy shore scavenging gastropod Nassarius festivus (Powys). In: *Marine Pollution Buletin,* 2002. 45 (1-12):107-13. Доступно: https://www.researchgate.net/publication/11065828
375. *Directive 2000/60/EC of the Europian Parlament and of the Council*. Доступно: http://:www.heritagecouncil.ie/fileadmin/user_upload/Policy/External_Policy_Docs/Water_Framework_Directive.pdf
376. *Eurostat March 2022*. Доступно: https://www.eeseaec.org/elektroenergeticeskij-kompleks-evropejskogo-souza
377. *Guidance on the Monitoring of Water Quality and Assessment of the Ecological Status of Aquatic Ecosystems* / Ministry of Education, Culture and Research, Institute of Zoology; editors: Bileţchi Lucia, Zubcov Elena. Chişinău: S. n., 2021 (Î.S.FE.-P. „Tipografia Centrală"). 92 p. ISBN 978-9975-157-05-6. Доступно: https://zoology.md/sites/default/files/2021-05/Indrumar_monit_calit_apa_stare%20ecosis%20acvatice_2020.pdf
378. HILL, L., KLEYNHANS, C.J. *Preliminary Guidance document for Authorisation and Licensing of Sand Mining* / Gravel Extraction, in terms of Impacts on Instream and Riparian Habitats. IWQS, 1999. Доступно: http://www.dwaf.gov.za/iwqs/waterlaw/discuss/sand/sandfin.htm
379. *Hydropower Status Report Sector trends and insights*, 2021. Доступно: https://assets-global.website-files.com
380. KURBANOV, A., TITOVA, N., MUSTAPHAEVA, Z., ATABAEVA, N. The role of macrozoobenthos and periphyton in bioindication of water resources quality in Uzbekistan // *E3S Web of Conferences 265, 01016* (2021). Доступно: https://doi.org/10.1051/e3sconf/202126501016
381. SHAHID, M., KHALID, A., FAHAD, A. et al. Impact of Water Pollution on Trophic Transfer of Fatty Acids in Fish, Microalgae, and Zoobenthos in the Food Web of a Freshwater Ecosystem. In: *Biomolecules*, 2019 Jun; 9 (6): 231. Доступно: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6627475
382. THOMPSON, C.J. *The geomorphology of the south east Australiam mountain streams.* PhD thesis. ADFA, Univ. New South Wales, Canberra, 2006. Доступно: https://unsworks.unsw.edu.au/entities/publication/dbdf9f56-d7ea-4978-8b52-a6a86a6f67b0
383. ZUBCOVA, E., BILETCHI, L., PHILIPENKO, E., UNGUREANU, L. Study on metal accumulation in aquatic plants of Cuciurgan cooling reservoir // *E3S Web of Conferences. Volume 1, 2013.* Proceedings of the 16th International Conference on Heavy Metals in the Environment. Rome, Italy, September 23-27, 2012. Доступно: http://dx.doi.org/10.1051/e3sconf/20130129008

ПРИЛОЖЕНИЯ

Приложение 1

Гидрохимические показатели качества воды

Кучурганского водохранилища в 2017-2021 гг.

Гидрохимический показатель	Среднее по участкам			Среднее по водохранилищу					
	верхний	средний	нижний	2017	2018	2019	2020	2021	сред. и ошибка средн.
pH	8,29	8,32	8,31	8,20	8,42	8,62	8,17	8,15	8,31±0,25
Аммонийные ионы и аммиак, мг/дм^3	0,123	0,123	0,143	0,013	0	0	0,17	0,460	0,128±0,007
Азот нитратный, мг/дм^3	0,336	0,323	0,34	0,13	0	0	0,99	0,543	0,332±0,016
Азот нитритный, мг/дм^3	0,03	0,026	0,03	0,01	0,012	0	0,04	0,08	0,028±0,002
Хлориды, мг/дм^3	504,72	480,3	491,92	524,53	446,34	502,4	499,48	488,8	492,31±24,6
Сульфаты, мг/дм^3	1080,08	1084,46	1041,4	1502,1	1300,2	888,17	835,5	817,3	1068,65±74,8
Минерализация, мг/дм^3	2462,8	2329,06	2310,48	2586,0	2371,6	2417,0	2272,7	2189,9	2367,4±118,3
Взвешенные вещества, мг/дм^3	18,91	18,19	19,33	18,36	16,67	16,77	26,42	15,8	18,8±1,5
БПК$_п$, мг O_2/л	3,34	3,35	2,93	2,95	3,11	4,44	3,46	2,08	3,21±0,25
Нефтепродукты, мг/дм^3	0,09	0,074	0,06	0,07	0,046	0,107	0,1	0,07	0,078±0,007
Щёлочность, мг/дм^3 / моль/дм^3	289,87 /4,74	279,98 /4,58	269,8 /4,42	242,23 /3,97	282,88 /4,64	312,6 /5,12	306,4 /5,01	255,5 /4,18	279,9±22,3 /4,58
Общая жесткость, ммоль./дм^3	18,39	17,73	17,63	18,5	17,8	19,1	18,4	15,9	17,94±1,08

Приложение 2

Таксономический состав зообентоса Дубоссарского и Кучурганского водохранилищ

	Вид	Дубоссарское в-ще	Кучурганское в-ще	*Типы распределения
	Полихеты (Polychaeta)	1	2	
1	*Hypania invalida* (Grube, 1960)	+	+	ПК
2	*Hypaniola Kowalewskyi* (Grimm, 1877)	-	+	ПК
	Олигохеты (Oligochaeta)	32	37	
1	*Aeolosoma headleyi* (Beddard, 1888)	-	+	ПА
2	*Aeolosoma tenebrarum* (Vejdovsky, 1884)	-	+	ПА
3	*Rheomorpha neisvestnovae* (Lastočkin, 1935)	-	+	ПА
4	*Stylaria lacustris* (Linnaeus, 1767)	+	+	ПА
5	*Vejdovskyella comata* (Vejdovsky, 1883)	+	+	ПА
6	*Vejdovskyella intermedia* (Bretscher, 1896)	+	-	ПА
7	*Dero digitata* (Muüller, 1773)	+	+	ПА
8	*Dero dorsalis* (Ferroniere, 1899)	-	+	ПА
9	*Dero obtusa* (d'Udekem, 1855)	-	+	ПА
10	*Nais pseudobtusa* (Piguet, 1906)	-	+	ПА
11	*Nais barbata* (Müller, 1773)	-	+	ПА
12	*Nais simplex* (Piguet, 1906)	-	+	ПА
13	*Nais behningi* (Michaelsen, 1923)	+	-	ПА
14	*Nais elinguis* (Müller, 1773)	-	+	ПА
15	*Nais variabilis* (Piguet, 1906)	-	+	ПА
16	*Nais pardalis* (Piguet, 1906)	-	+	ПА
17	*Nais bretscheri* (Michaelsen, 1899)	+	+	ПА
18	*Spercaria josinae* (Vejdovsky, 1883)	+	-	ПА
19	*Ophidonais serpentina* (Müller, 1773)	+	+	ПА
20	*Uncinais uncinata* (Oersted, 1842)	+	-	ПА
21	*Paranais friči* (Hrabe, 1941)	-	+	ПА
22	*Amphichaeta leydigi* (Tauber, 1879)	+	+	ПА
23	*Chaetogaster diastrophus* (Gruithuisen, 1828)	+	-	ПА
24	*Pristina longiseta* (Ehrenberg, 1823)	+	-	ПА
25	*Pristina aequiseta* (Bourne, 1891)	+	+	ПА
26	*Pristina bilobata* (Bretscher, 1903)	+	+	ПА
27	*Pristina rosea* (Piguet, 1906)	+	+	ПА
28	*Aulodrilus pluriseta* (Piguet, 1906)	-	+	ПА
29	*Rhyacodrilus falciformis* (Bretscher, 1901)	+	-	ПА
30	*Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparede, 1862)	+	+	ПА
31	*Limnodrilus claparedianus* (Ratzel, 1868)	+	+	ПА
32	*Limnodrilus udekemianus* (Claparède, 1862)	+	-	ПА
33	*Limnodrilus profundicola* (Verrill, 1871)	+	-	ПА
34	*Limnodrilus (Isochaetides) michaelseni* (Lastočkin, 1937)	+	+	ПА
35	*Ilyodrilus bedoti* (Piguet, 1913)	+	-	ПА
36	*Ilyodrilus (Potamothrix) hammoniensis* (Michaelsen, 1901)	+	+	ПА
37	*Ilyodrilus (Potamothrix) vejdovskyi* (Hrabe, 1941)	-	+	ПА
38	*Ilyodrilus (Potamothrix) moldaviensis* (Vejdovsky &	+	+	ПА

	Mrázek, 1903)			
39	*Ilyodrilus (Potamothrix) heuscheri* (Bretscher, 1900)	-	+	ПА
40	*Potamodrilus stephensoni* (Lastočkin, 1937)	+	-	ПА
41	*Psammoryctes albicola* (Michaelsen, 1901)	-	+	ПА
42	*Psammoryctes barbatus* (Grube, 1861)	+	+	ПА
43	*Tubifex tubifex* (Müller, 1773)	+	+	ПА
44	*Tubifex nevaensis* (Michaelsen, 1903)	+	-	ПА
45	*Tubifex ignotus* (Štolc, 1886)	+	-	ПА
46	*Tubifex filum* (Michaelsen, 1908)	+	-	ПА
47	*Branchiura sowerbyi* (Beddard, 1892)	+	+	ЮВА
48	*Propappus volki* (Michaelsen, 1915)	+	-	ПА
49	*Enchytraeus sp.*	-	+	ПА
50	*Limbriculus sp.*	-	+	ПА
51	*Criodrilus lacuum* (Hoffmeister, 1845)	-	+	ПА
52	*Eiseniella tetraedra* (Savigny, 1826)	-	+	ПА
	Хирономиды (Chironomidae)	46	68	
1	*Anatopynia sp.*	-	+	ПА
2	*Procladius ferrugineus* (Kieffer, 1918)	+	+	ПА
3	*Procladius sp.*	+	+	ПА
4	*Tanypus punctipennis* (Meigen, 1818)	+	+	ПА
5	*Tanypus vilipennis* (Kieffer, 1918)	+	+	ПА
6	*Tanypus kraatzi* (Kieffer, 1912)	+	+	ПА
7	*Clinotanypus nervosus* (Meigen, 1818)	+	+	ПА
8	*Thienemannimya lentiginosa* (Fries, 1823)	+	+	ПА
9	*Ablabesmyia lentiginosa* (Fries, 1823)	-	+	ПА
10	*Ablabesmyia tetrasticta* (Kieffer, 1923)	-	+	ПА
11	*Ablabesmyia monilis* (Linnaeus, 1758)	-	+	ПА
12	*Trissocladius potamophillus* (Tshernovskij, 1949)	+	-	ПА
13	*Cricotopus sylvestris* (Fabricius, 1794)	+	+	ПА
14	*Cricotopus dizonias* (Meigen, 1830)	+	-	ПА
15	*Cricotopus algarum* (Kieffer, 1911)	+	+	ПА
16	*Cricotopus biformis* (Edwards, 1929)	-	+	ПА
17	*Cricotopus ephippium* (Zetterstedt, 1838)	+	-	ПА
18	*Cricotopus trifascia* (Edwards, 1929)	+	-	ПА
19	*Psectrocladius psilopterus* (Kieffer, 1906)	+	+	ПА
20	*Psectrocladius ventricosus* (Kieffer, 1925)	-	+	ПА
21	*Psectrocladius schlienzi* (Wulker, 1956)	-	+	ПА
22	*Microcricotopus bicolor* (Zetterstedt, 1838)	+	+	ПА
23	*Chaetocladius piger* (Goetghebuer, 1913)	+	-	ПА
24	*Limnophyes pusillus* (Eaton, 1875)	-	+	ПА
25	*Limnophyes septentrionalis* (Tshernovskij, 1949)	-	+	ПА
26	*Smittia aquatilis* (Goetghebuer, 1921)	+	-	ПА
27	*Smittia niberna* (Polshchuck 1963)	+	-	ПА
28	*Coryoneura celeripes* (Winnertz, 1852)	+	+	ПА
29	*Coryoneura sp.*	+	+	ПА
30	*Cryptocladopelma viridula* (Fabricius, 1805)	-	+	ПА
31	*Cryptochironomus defectus* (Kieffer, 1913)	+	+	ПА
32	*Cryptochironomus vulneratus* (Zetterstedt, 1838)	+	-	ПА
33	*Cryptochironomus conjugens* (Kieffer, 1914)	-	+	ПА
34	*Cryptochironomus demeijerei* (Kruseman, 1933)	-	+	ПА
35	*Harnischia curtilamellata* (Malloch, 1915)	+	-	ПА
36	*Leptochironomus tener* (Kieffer, 1918)	+	+	ПА
37	*Parachironomus pararostratus* (Chernovskij, 1949)	-	+	ПА

38	*Parachironomus sp.*	+	+	ПА
39	*Endochironomus tendens* (Fabricius, 1794)	-	+	ПА
40	*Endochironomus albipennis* (Meigen 1818)	+	+	ПА
41	*Glyptotendipes polytomus* (Kieffer, 1909)	+	+	ПА
42	*Glyptotendipes gripekoveni* (Kieffer, 1913)	+	+	ПА
43	*Glyptotendipes barbipes* (Staeger, 1839)	-	+	ПА
44	*Glyptotendipes sp.*	+	+	ПА
45	*Limnochironomus nervosus* (Staeger, 1839)	+	+	ПА
46	*Limnochironomus tritomus* (Kieffer, 1916)	-	+	ПА
47	*Polypedilum scalaenum* (Schrank, 1803)	+	+	ПА
48	*Polypedilum convictum* (Walker, 1856)	+	+	ПА
49	*Polypedilum nubeculosum* (Meigen, 1804)	+	+	ПА
50	*Polypedilum bicrenatum* (Kieffer, 1921)	+	+	ПА
51	*Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758)	+	+	ПА
52	*Chironomus thummi* (Kieffer, 1911)	+	+	ПА
53	*Chironomus antracinus* (Zetterstedt, 1860)	-	+	ПА
54	*Chironomus heterodentatus* (Konstantinov, 1956)	-	+	ПА
55	*Chironomus dorsalis* (Meigen, 1818)	-	+	ПА
56	*Einfeldia carbonaria* (Meigen, 1804)	-	+	ПА
57	*Paratanytarsus austriacus* (Kieffer, 1924)	-	+	ПА
58	*Paratanytarsus confusus* (Palmen 1960)	-	+	ПА
59	*Paratanytarsus quantuplex* (Kieffer, 1922)	-	+	ПА
60	*Paratanytarsus lauterborni* (Kieffer, 1909)	+	+	ПА
61	*Tanytarsus gregarius* (Kieffer, 1909)	-	+	ПА
62	*Tanytarsus excavatus* (Edwards, 1929)	-	+	ПА
63	*Tanytarsus holochlorus* (Edwards, 1929)	-	+	ПА
64	*Tanytarsus sexdentatus* (Tshernovskij, 1949)	+	-	ПА
65	*Stempellina bausei* (Kieffer, 1911)	+	+	ПА
66	*Prodiamesa olivacea* (Meigen 1818)	+	-	ПА
67	*Psectrotanypus varius* (Fabricius, 1787)	-	+	ПА
68	*Paracladopelma camptolabis* (Kieffer, 1913)	-	+	ПА
69	*Pseudochironomus prasinatus* (Staeger, 1839)	-	+	ПА
70	*Microtendipes chloris* (Meigen, 1818)	+	-	ПА
71	*Microtendipes sp.*	+	+	ПА
72	*Diamesa insignipes* (Kieffer, 1908)	+	-	ПА
73	*Diamesa sp.*	+	+	ПА
74	*Orthocladius sp.*	+	+	ПА
75	*Corynoneura celeripes* (Winnertz, 1852)	-	+	ПА
76	*Leptocerus tineiformis* (Curtis, 1834)	+	-	ПА
77	*Cladotanytarsus mancus* (Walker, 1856)	-	+	ПА
78	*Anatopynia plumipes* (Fries, 1823)	-	+	ПА
79	*Anatopynia trifascipennis* (Zetterstedt,1838)	-	+	ПА
80	*Stictochironomus histrio* (Fabricius, 1781)	-	+	ПА
81	*Xenochironomus xenolabis* (Kieffer, 1916)	-	+	ПА
82	*Paratrichocladius inaequalis* (Kieffer, 1926)	-	+	ПА
	Ручейники (Trichoptera)	3	6	
1	*Hydropsyche ornatula* (McLachlan, 1878)	-	+	ПА
2	*Ecnomus tenellus* (Rambur, 1842)	+	+	ПА
4	*Orthotrichia costalis* (Curtis, 1834)	+	+	ПА
5	*Agraylea multipunctata* (Curtis, 1834)	-	+	ПА
6	*Molanna angustata* (Curtis, 1834)	-	+	ПА
7	*Rhyacophila nubila* (Zetterstedt, 184)	-	+	ПА
8	*Oecetis lacustris* (Pictet, 1834)	+	-	ПА

	Поденки (Ephemeroptera)	8	4	
1	*Baetis sp*	+	-	ПА
2	*Caenis horaria* (Linnaeus, 1758)	+	-	ПА
3	*Caenis robusta* (Eaton, 1884)	+	-	ПА
4	*Caenis macrura* (Haberman 1934)	-	+	ПА
5	*Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761)	+	+	ПА
6	*Cloeon simile* (Eaton, 1870)	+	-	ПА
7	*Palingenia longicauda* (Oliver, 1791)	+	-	ПА
8	*Heptagenia sulphurea* (Müller, 1776)	+	+	ПА
9	*Ephemera lineata* (Eaton, 1870)	+	-	ПА
10	*Potamanthus luteus* (Linnaeus, 1767)	-	+	ПА
	Вислокрылки (Megaloptera)	1	1	
1	*Sialis lutaria*	+	+	ПА
	Коретры (Chaoboridae)	1	1	
1	*Chaoborus sp.*	+	+	ПА
	Мокрецы (Ceratopogonidae)	1	1	
1	*Ceratopogonidae gen. sp.*	+	+	ПА
	Ракообразные (Crustacea)	11	17	
	Мизиды (Mysidacea)	3	3	
1	*Limnomysis benedeni* (Czerniavsky, 1882)	+	+	ПК
2	*Paramysis lacustris* (Czerniavsky,1882)	+	+	ПК
3	*Katamysis warpachowskyi* (Sars, 1893)	+	+	ПК
	Гаммариды (Gammaridae)	6	8	
1	*Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841)	+	+	ПК
2	*Dikerogammarus villosus* (Sowinski, 1894)	+	+	ПК
3	*Pontogammarus crassus* (Sars, 1894)	+	+	ПК
4	*Pontogammarus robustoides* (Sars, 1894)	+	+	ПК
5	*Pontogammarus obesus* (Sars, 1894)	+	-	ПК
6	*Chaetogammarus tenellus* (Sars, 1914)	+	-	ПК
7	*Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1898)	-	+	ПК
8	*Chaetogammarus warpachowskyi* (Sars, 1894)	-	+	ПК
9	*Corophium maeoticum* (Sowinsky, 1898)	-	+	ПК
10	*Corophium curvispinum* (Sars,1895)	-	+	ПК
	Кумацеи (Cumacea)	2	4	
1	*Pterocuma pectinata* (Sowinsky, 1893)	+	+	ПК
2	*Pseudocuma cercaroides* (Sars, 1894)	+	+	ПК
3	*Caspiocuma campylaspoides* (Sars, 1897)	-	+	ПК
4	*Schizorhynchus scabriusculus* (Sars, 1894)	-	+	ПК
	Десятиногие ракообразные (Decapoda)	0	2	
1	*Macrobrachium nipponense* (De Haan, 1849)	-	+	ЮВА
2	*Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841)	-	+	СА
	Моллюски (Mollusca)	**22**	**26**	
	Брюхоногие (Gastropoda)	17	21	
1	*Bithynia tentaculata* (Linnaeus, 1758)	+	+	ПА
2	*Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758)	+	+	ПК
3	*Theodoxus transversalis* (Pfeiffer, 1828)	+	+	ПК
4	*Fagotia acicularis* (Ferussac, 1823)	+	+	ПА
5	*Fagotia esperi* (Ferussac, 1823)	+	+	ПА
6	*Lithoglyphus naticoides* (Pfeiffer 1828)	+	+	ПК
7	*Lymnaea auricularia* (Linnaeus, 1758)	+	-	ПА
8	*Lymnaea ovata* (Draparnaud, 1805)	+	+	ПА
9	*Lymnaea peregra* (Müller, 1774)	+	-	ПА
10	*Lymnaea stagnalis* (Linnaeus, 1758)	-	+	ПА

11	*Physa acuta* (Draparnaud, 1805)	+	-	СА
12	*Physa fontinalis* (Linnaeus, 1758)	+	+	ПА
13	*Physella integra* (Haldeman, 1841)	-	+	СА
14	*Valvata piscinalis* (Müller, 1774)	+	+	ПА
15	*Valvata cristata* (Müller, 1774)	-	+	ПА
16	*Valvata pulchella* (Studer, 1820)	-	+	ПА
17	*Viviparus viviparus* (Linnaeus, 1758)	+	+	ПА
18	*Viviparus contectus* (Millet, 1813)	-	+	ПА
19	*Caspiohydrobia sp.*	+	-	ПА
20	*Physa fontinalis* (Linnaeus, 1758)	+	+	ПА
21	*Caspia gmelini* (Clessin & Dybowski, 1887)	+	+	ПК
22	*Planorbarius corneus* (Linnaeus, 1758)	-	+	ПА
23	*Planorbis crista* (Linnaeus, 1758)	+	+	ПА
24	*Ferrisssia fragilis* (Tryon, 1863)	-	+	СА
25	*Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843)	-	+	ЮВА
	Двустворчатые (Bivalvia)	5	5	
1	*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)	+	+	ПК
2	*Dreissena bugensis* (Andrusov, 1897)	+	+	ПК
3	*Pisidium casertanum* (Poli, 1791)	+	-	ПА
4	*Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758)	+	+	ПА
5	*Unio tumidus* (Philipsson, 1788)	+	-	ПА
6	*Hypanis pontica* (Eichwald, 1838)	-	+	ПК
7	*Hypanis colorata* (Eichwald, 1829)	-	+	ПК
Всего		126	163	

**Примечание: ПА – Палеарктический; ПК – Понто-каспийский реликт, СА – Североамериканский, ЮВА – Юго-восточноазиатский.*

Приложение 3

Диапазон колебаний концентраций металлов (мкг/г абс.сух.массы) в некоторых донных беспозвоночных Кучурганского водохранилища

Гидробионты	Ванадий	Молибден	Свинец	Никель	Медь	Цинк
Dreissena polymorpha	3,2±0,25 - 170±13,6	4,8±0,38 - 48,1±3,84	2,8±0,19 – 20,9±1,67	7,8±0,58 – 70,9±6,09	2,8±0,23 – 88,1±6,95	30,5±2,31 – 3800±323
Viviparus viviparus	3,3±0,25 – 57,2±4,86	2,8±0,24 – 20,4±1,77	4,8±0,41 – 24,2±1,82	28,8±2,74 – 89,2±6,77	21,8±1,72- 772,4±63,3	45,8±3,57 – 660±57,42
Lithoglyphus naticoides	5,5±0,46 – 26,5±2,28	2,6±0,19 – 11,3±0,92	6,6±0,52 – 52,3±4,18	30,2±2,29 – 92,3±6,83	12,6±1,07 – 61,3±4,84	352,0±29,56 - 440±38,28
Mysidae	4,0±0,35 - 8,5±0,73	5,0±0,39 – 7,9±0,67	11,0±0,98 – 45,9±4,36	11,2±0,92 – 35,1±2,94	15,9±1,40 - 124,6±11,21	50,9±3,97 – 320±25,6
Chyronomidae	5,1±0,41 - 65,1±5,21	5,6±0,39 – 24,6±1,72	25,6±2,05 - 330,6±26,44	25,8±2,32 - 500,6±45,05	25,9±2,07 - 380,6±30,44	44,8±3,58 – 680±54,4

Приложение 4

ИНТЕР РАО
МОЛДАВСКАЯ ГРЭС

ул. Лиманная, 1, MD - 3352, Днестровск
Телефон/факс: +373 (219) 7-9-000
www.moldgres.com, e-mail: office@moldgres.com

_____ № 01-01-00/129-18-
На № _____ от _____

Институт зоологии Молдовы
диссертационный совет
по защите докторских
диссертаций

Об использовании результатов
исследований

Настоящим подтверждается, что результаты исследований Сергея Ивановича Филипенко, включенных в материалы диссертации на соискание ученой степени доктора хабилитат биологических наук на тему: «Биоразнообразие, концептуальные закономерности функционирования бентосных сообществ в Дубоссарском и Кучурганском водохранилищах» используются в системе экологического мониторинга Кучурганского водохранилища, а также мероприятий, направленных на повышение рыбопродуктивности водоема-охладителя Молдавской ГРЭС.

Технический директор А.А. Бухаткин

Шитиков В.М.; +373(219) 79000 внутренний номер 9896

ЗАКРЫТОЕ АКЦИОНЕРНОЕ ОБЩЕСТВО «МОЛДАВСКАЯ ГРЭС»

Приложение 5

ПМР
Министерул
дезволтэрий экономиче
Ынтреприндеря Унитарэ де Стат
«УХЕ дин Дубэсарь»

ПМР
Міністерство
економічного розвитку
Державне унітарне підприємство
«Дубосарська ГЕС»

ПМР
Министерство экономического развития
Государственное унитарное предприятие
«Дубоссарская ГЭС»

4500, г. Дубоссары, ул. Набережная 34, тел. (0373215) 3-52-27, 2-44-91, 3-33-67
E-mail:gupdges@gmail.com Р/с 2211410000000020, КУБ 41, кор. счет 20210000094 в Дубоссарском филиале № 2325 ЗАО "Приднестровский Сбербанк"
фискальный код 0700041667

АКТ

В диссертационный совет
по защите докторских
диссертаций
при Институте зоологии
Молдовы

о внедрении результатов исследований Сергея Ивановича Филипенко, включенных в материалы диссертации на соискание ученой степени доктора хабилитат биологических наук на тему: «Биоразнообразие, концептуальные закономерности функционирования бентосных сообществ в Дубоссарском и Кучурганском водохранилищах».

Настоящим подтверждается, что результаты исследований Филипенко С.И. используются в системе экологического мониторинга Дубоссарского водохранилища.

Директор
ГУП «Дубоссарская ГЭС» _____ Б.И. Герман

Приложение 6

UNIVERSITATEA DE STAT
DIN MOLDOVA

**Facultatea
de Biologie şi Geoştiinţe**

MD-2009, CHIŞINĂU
Str. Mihail Kogălniceanu, 65A
Tel. 022-24-43-24
www.usm.md

MOLDOVA STATE UNIVERSITY

**Faculty of Biology and
Geosciences**

MD-2009, CHISINAU
Mihail Kogalniceanu Street, 65A
Tel. 022-24-43-24
www.usm.md

Nr. 499c din „06" martie 2023

**A C T
DE IMPLEMENTARE**

În atenţia Consiliului pentru susţinerea
tezelor de doctor a Institutului de Zoologie

despre rezultatele investigaţiilor ştiinţifice ale domnului Filipenco Serghei Ion,incluse în materialele tezei de doctorat pentru obţinerea titlului de doctor habilitat în ştiinţe biologice cu tema "Diversitatea şi legităţile conceptuale ale funcţionării comunităţilor nevertebratelor bentonice în lacurile de acumulare Dubăsari şi Cuciurgan"

Prin prezenta, se confirmă că rezultatele investigaţiilor ştiinţifice, realizate de domnul Filipenco S.I., sunt incluse în cadrul cursurilor la următoarele disciplini universitare: „Zoologia vertebratelor", „Hidrobiologia", „Ecologia", „Protecţia mediului", „Biologia dezvoltării individuale", care sunt susţinute în cadrul departamentului Biologie şi Ecologie a facultăţii Biologie şi Geoştiinţe a Universităţii de Stat din Moldova.

Decanul facultăţii Biologie şi Geoştiinţe,
Doctor, conferenţiar universitar Vitalie Sochircă

Приложение 7

ИНСТИТУЦИЯ ДЕ
ЫНВЭЦЭМЫНТ ДЕ СТАТ
«УНИВЕРСИТАТЯ ДЕ СТАТ
НИСТРЯНЭ Т.Г.ШЕВЧЕНКО»

ДЕРЖАВНИЙ
ОСВІТНІЙ ЗАКЛАД
«ПРИДНІСТРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ ІМ. Т.Г.ШЕВЧЕНКА»

ГОСУДАРСТВЕННОЕ
ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
«ПРИДНЕСТРОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ
УНИВЕРСИТЕТ ИМ. Т.Г.ШЕВЧЕНКО»

MD-3300, г.Тирасполь, ул. 25 Октября, 107
Тел./ факс 9-44-87 E-mail: kanz@spsu.ru

АКТ

В диссертационный совет
по защите докторских диссертаций
при Институте зоологии Молдовы

о внедрении результатов исследований Сергея Ивановича Филипенко, включенных в материалы диссертации на соискание ученой степени доктора хабилитат биологических наук на тему: «Биоразнообразие, концептуальные закономерности функционирования бентосных сообществ в Дубоссарском и Кучурганском водохранилищах».

Настоящим подтверждается, что результаты исследований Филипенко С.И. включены в курсы лекций следующих дисциплин: «Гидробиология», «Гидроэкология», «Экологический мониторинг окружающей среды с основами биоиндикации», «Экология и рациональное природопользование», «Зоология беспозвоночных», «Фауна родного края», которые читаются на кафедрах Зоологии и общей биологии, Ботаники и экологии естественно-географического факультета Приднестровского государственного университета им. Т.Г. Шевченко.

Проректор по научно-инновационной работе
ПГУ им. Т.Г. Шевченко,
доцент И.П. Капитальчук

Приложение 8

"Eco-TIRAS" International Association of River Keepers

A.O. Asociaţia Internaţională a Păstrătorilor Râului "Eco-TIRAS"

Post and office address: Str. Teatrală 11A, Chişinău MD 2012, Moldova
Tel. /Fax: (+373-22) 225615, E-mail: ecotiras@mail.ru
http://www.eco-tiras.org Fiscal Code: 1012620005971

01.02.2023

АКТ

В диссертационный совет
по защите докторских диссертаций
при Институте зоологии Молдовы

о внедрении результатов исследований Сергея Ивановича Филипенко, включенных в материалы диссертации на соискание ученой степени доктора хабилитат биологических наук на тему: «Биоразнообразие, концептуальные закономерности функционирования бентосных сообществ в Дубоссарском и Кучурганском водохранилищах».

Настоящим подтверждается, что результаты исследований С.И. Филипенко используются в системе экологического образования и воспитания, экологических проектах, направленных на исследования влияния гидростроительства на водные экосистемы бассейна Днестра и в экспертной работе во время проведения летних экологических школ.

Исполнительный директор
Международной ассоциации хранителей реки Eco-TIRAS,
доктор биологических наук

Илья Тромбицкий

Приложение 9

НАТУРАЛЕ
РЕСПУБЛИЧИЙ
МОЛДОВЕНЕШТЬ НИСТРЕНЕ

ИНТРЕПРИНДЕРЕ УНИТАРЭ ДЕ СТАТ
«ЧЕНТРУЛ ОКРОТИРЕЙ НАТУРЕЙ»

МІНІСТЕРСТВО СІЛЬСКОГО ГОСПОДАРСТВА
ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
ПРИДНІСТРОВСЬКОЇ МОЛДВСЬКОЇ РЕСПУБЛІКИ

ДЕРЖАВНЕ УНІТАРНЕ ПІДПРИЕМСТВО
«ПРИРОДООХОРОННЫЙ ЦЕНТР»

МИНИСТЕРСТВО СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА
И ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ
ПРИДНЕСТРОВСКОЙ МОЛДАВСКОЙ РЕСПУБЛИКИ
МИНИСТЕРУЛ АГРИКУЛТУРИЙ
ШИ РЕСУРСЕЛОР
ГОСУДАРСТВЕННОЕ УНИТАРНОЕ ПРЕДПРИЯТИЕ
«ПРИРОДООХРАННЫЙ ЦЕНТР»

MD-3300, ПМР, г. Тирасполь, ул. Юности, 58/3

08.06.2023 г. № 21

АКТ

В диссертационный совет
по защите докторских
диссертаций
при Институте зоологии
Молдовы

о внедрении результатов исследований Сергея Ивановича Филипенко, включенных в материалы диссертации на соискание ученой степени доктора хабилитат биологических наук на тему: «Биоразнообразие, концептуальные закономерности функционирования бентосных сообществ в Дубоссарском и Кучурганском водохранилищах».

Настоящим подтверждается, что результаты исследований Филипенко С.И. используются при расчете ущерба, наносимого рыбным ресурсам реки Днестр при производстве гидротехнических работ.

Директор
ГУП «Природоохранный центр» _____ П.И. Гайдарлы

Декларация об ответственности

Нижеподписавшийся, заявляю под личную ответственность, что материалы, представленные в докторской диссертации, являются результатом личных научных исследований и разработок. Осознаю, что в противном случае, буду нести ответственность в соответствии с действующим законодательством.

Филипенко Сергей



20.12. 2023 г.



CURRICULUM VITAE

Date personale:

Numele: Filipenco
Prenumele: Serghei
Data şi anul naşterii: 28 aprilie 1970,
Locul naşterii: Ştefăneşti, r-nul Ştefan Vodă
Naționalitatea: MDA

Studii:

1987-1992 Universitatea de stat Nistreană, Facultatea Ştiinţelor naturale şi geografie, specialitatea Biologie şi chimie.

2003 Susţinerea tezei de candidat în ştiinţe biologie, Academia de Științe a Rusiei, Institutul de Zoologie (Sanct-Peterburg)

2006 Titlu academic Docent, Ministerul Educației a Federaţiei Ruse

Calitatea de membru în societăți științifice:

2010 Societatea hidrobiologică la Academia de Științe Rusă

Participări în proiecte științifice:

2011 «Regional aspects of adaptation to climate change: international experience for Transdniestria», UNDP-Moldova

2013 «Improving the management of water resources and ecosystem protection in Ramsar Site" Lower Dniester"», Austrian Development Agency – ADA

2017 «Establishment of a specialized bilateral platform of environmental themes for capacity building in the implementation of infrastructural joint projects and strengthening cooperation between the two banks of the Dniester River», UNDP-Moldova

2018 «BSB27 Black Sea Basin interdisciplinary cooperation network for sustainable joint monitoring of environmental toxicants migration, improved evaluation of ecological state and human health impact of harmful substances, and public exposure prevention – MONITOX», Project funded by European Union

2019-2020 «Оценка прессинга любительского рыболовства на рыбные запасы Нижнего Днестра», Глобальный экологический фонд (GEF) через проект «Развитие трансграничного сотрудничества и комплексного управления водными ресурсами бассейна реки Днестр» (2017-2020).

2021 «Dniester Hydro Power Complex Social and Environmental Impact Study», UNDP-Moldova

2022-2023 «Общественная оценка браконьерства на Днестре», UNDP-Moldova

Participări la manifestări științifice (naționale şi internaționale):

Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья (Тирасполь, 2005, 2009, 2012, **2014** - **Prezentare în plen**); Чтения памяти А.А. Браунера (Одесса, 2003); Managementul integral al resurselor naturale din bazinul transfrontalier al fluviului Nistru (Chişinău, 2004); Академику Л.С. Бергу – 130 лет (Бендеры, 2006); Probleme actuale ale protecţiei şi valorificarii durabile a diversităţii lumii animale (Chişinau, 2007); Managementul bazinului transfrontalier al fl. Nistru şi directiva-cadru a apelor a Uniunii Europene (Chişinau, 2008); Перифитон и обрастание: теория и практика (СПб, 2008); Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами (Тирасполь, 2010 - **Prezentare în plen**); Экологическая безопасность и проблемы использования природных ресурсов Приднестровья (Бендеры, 2010); Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.И. Бородиной (Тирасполь, 2010); Чтения памяти доктора биологических наук В.А. Собецкого (Тирасполь, 2010, 2013, 2015); Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды

(Минск, 2011, 2016); Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity (Chişinău, 2011, 2013, 2014); Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем (СПб, 2011, 2017); Managementul bazinului transfrontalier Nistru în cadru noului acord bazinal (Chişinău, 2013); Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа (Тирасполь, 2015, 2020); Современные проблемы биологии и экологии (Махачкала, 2016, 2021); Invasion of alien species in holarctic (Ярославль, 2017, Borok, 2021); Интегрированное управление бассейном трансграничного Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы (Тирасполь, 2017); Биологическое разнообразие Кавказа и юга России (Махачкала, 2017, 2019, 2020; Магас, 2022); Биоразнообразие и факторы, влияющие на экосистемы бассейна Днестра (Тирасполь, 2018 - **Prezentare în plen**); Functional ecology of animals (Chişinău, 2018); Hydropower impact on river ecosystem functioning (Tiraspol, 2019); Проблемы экологии, сохранения биоразнообразия и восстановления природных ресурсов Приднестровья (Бендеры, 2019); IX Международная научная конференция по водным макрофитам «Гидроботаника 2020» (Борок, 2020); Биогеохимические инновации в условиях коррекции техногенеза биосферы (Тирасполь, 2020); Экология водных беспозвоночных (Борок, 2020); EU Integration and Management of the Dniester River Basin (Chişinău, 2020); Проблемы экологии и сохранения биоразнообразия Приднестровья (Бендеры, 2020); Биоразнообразие и рациональное использование природных ресурсов (Махачкала, 2021); Биология водных экосистем в XXI веке: факты, гипотезы, тенденции (Борок, 2021); Invasion of Alien Species in Holarctic (Borok, 2021); Transboundary Dniester River basin management and EU intergaration – step by step (Кишинев, 2022 - **Prezentare în plen**); Экология и жизнь человека (Рыбница, 2023).

Organizarea și desfășurarea manifestărilor științifice (naționale şi internaționale):
Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья (Тирасполь, 2009, 2012, 2014); Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами (Тирасполь, 2010); Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.И. Бородиной (Тирасполь, 2010); Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа (Тирасполь, 2015, 2020); Биоразнообразие экосистем бассейна Днестра (Тирасполь, 2022).

Lucrări științifice și științific-metodice publicate:
Principalele rezultate la tema tezei au fost prezentate în 104 lucrări științifice (inclusiv 34 ca mono-autor: monografii – 3, dintre care 2 ca mono-oautor, articole în reviste străine peer-reviewed – 6, dintre care 2 ca mono-autor, articole în reviste incluse în Registrul național al revistelor științifice de specialitate – 4, dintre care 3 ca mono-autor, publicații în culegeri internaționale – 33, dintre care 4 ca mono-autor, în culegeri naționale – 11, dintre care 3 ca mono-autor, rezumate în culegeri internaționale – 21, în alte culegeri de lucrări ştiinţifice editate în Republica Moldova - 23, dintre care 4 ca mono-autor.

Cunoașterea limbilor:

Limba	**Înțelegere**		**Vorbire**		**Scriere**
	Ascultare	Citire	Participare la conversație	Discurs oral	Exprimare scrisă
rusă	C2	C2	C2	C2	C2
romînă	C1	C1	B2	B2	B2
engleză	B1	B2	B1	B1	B1

Date de contact:
adresa: MD-3300, or. Tiraspol, str. Larionov 37, ap. 45
telefon: (+373) 79 990071; (+373) 777 71320
e-mail: sergeyphilipenko1970@gmail.com