

ACADEMIA DE ȘTIINȚE A MOLDOVEI
INSTITUTUL DE ZOOLOGIE

Cu titlu de manuscris

C.Z.U: 574.523(478:282.247.314)(043.2)

BORODIN NATALIA

MIGRAȚIA ELEMENTELOR NUTRITIVE ȘI ROLUL LOR ÎN
ECOSISTEMELE FLUVIULUI NISTRU ȘI RÂULUI PRUT

165.03 IHTIOLOGIE, HIDROBIOLOGIE

Teză de doctor în științe biologice

Conducător științific:

ZUBCOV Elena

doctor habilitat în științe

biologice, profesor cercetător

Autorul:

BORODIN Natalia

CHIȘINĂU, 2016

© **Borodin Natalia, 2016**

CUPRINS

ADNOTARE (română, rusă, engleză)	5
LISTA ABREVIERILOR	8
INTRODUCERE	9
1. IMPORTANȚA ELEMENTELOR NUTRITIVE ÎN FUNCȚIONAREA ECOSISTEMELOR ACVATICE ȘI ROLUL FACTORILOR NATURALI ȘI ANTROPICI ÎN MIGRAȚIA LOR	17
1.1. Importanța elementelor nutritive în ecosistemele acvatice	17
1.2. Cercetările hidroecologice ale ecosistemelor acvatice în Republica Moldova	27
1.3. Factorii naturali și antropici determinanți în migrația elementelor nutritive în fl. Nistru și r. Prut	29
1.4. Concluzii la capitolul 1	34
2. MATERIALE ȘI TEHNICI ANALITICE DE CERCETARE	36
2.1. Obiectul de studiu și schema amplasării stațiilor de prelevare a probelor	36
2.2. Metodologia și tehnicile analitice de investigație	40
2.3. Concluzii la capitolul 2	43
3. DINAMICA, MIGRAȚIA ȘI ROLUL COMPUȘILOR DE AZOT, FOSFOR ȘI SILICIU ÎN ECOSISTEMELE FL.NISTRU ȘI R.PRUT	44
3.1. Dinamica, migrația și rolul compușilor de azot în ecosistemele în fl. Nistru și r. Prut	44
3.2. Dinamica, migrația și rolul compușilor de fosfor în fl.Nistru și r.Prut	64
3.3. Dinamica siliciului în sistemul apă-sedimente subacvatice	78
3.4. Concluzii la capitolul 3.	81
4. DINAMICA ȘI IMPORTANȚA MICROELEMENTELOR NUTRITIVE ÎN PROCESELE PRODUCȚIONALE A ECOSISTEMELOR ACVATICE	83
4.1. Dinamica microelementelor în apele fl.Nistru și r. Prut și nivelul lor de acumulare în hidrobionți	83
4.2. Acumularea microelementelor biogene și rolul lor în ontogeneza peștilor	95
4.3. Posibilitatea utilizării microelementelor nutritive în acvacultură	105
4.4. Concluzii la capitolul 4	109
CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI	110
BIBLIOGRAFIE	112

ANEXE	131
Anexa 1. Procedeu de dezvoltare a bazei trofice naturale în heleșteie (Brevet de invenție MD Nr.449)	132
Anexa 2. Act de implementare a procedeului (act nr.1)	133
Anexa 3. Diploma, medalia de aur	134
Anexa 4. Act de implementare nr.04-07/194 din 03.02.2016 (MIS ETC 1150)	135
Anexa 5. Act de implementare nr.04-07/195 din 03.02.2016 (MIS ETC 1676)	136
DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII	137
CV- ul AUTORULUI	138

ADNOTARE

BORODIN Natalia „Migrația elementelor nutritive și rolul lor în ecosistemele fluviului Nistru și râului Prut”. Teză de doctor în științe biologice. Chișinău, 2016. **Structura lucrării:** introducere, patru capitole, concluzii generale și recomandări, bibliografie din 281 titluri, 111 pagini text de bază, 5 anexe, 45 figuri, 4 tabele. Rezultatele obținute sunt publicate în 30 lucrări științifice. **Cuvinte cheie:** element biogen, fosfor, azot, siliciu, migrare biogenă, monitoring, poluare, Nistru, Prut. **Domeniu de studiu:** ihtiologie, hidrobiologie. **Scopul lucrării:** constă în cercetarea complexă a dinamicii migrației și rolului macroelementelor biogene (compușii N, P, Si) și microelementelor nutritive (Se, Co, Mn, Fe) în ecosistemele fl. Nistru și r. Prut, ținând cont de complexul factorilor naturali și antropici și vizînd aspectele de monitorizare și valorificare durabilă a resurselor acvatice. **Obiectivele cercetării:** cercetarea migrației compușilor de N (NH_4^+ , $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$), P (P_{min} , P_{org}), Si în fl. Nistru și r. Prut; stabilirea legităților și nivelului de acumulare a Se, Co, Mn, Fe în hidrobionți și determinarea importanței lor în sporirea productivității piscicole; evaluarea rolului factorilor naturali și antropici în migrația elementelor biogene în special a N și P în funcționarea ecosistemelor acvatice investigate; determinarea coeficientului de acumulare și rolul unor specii de hidrobionți în procesul de migrație; estimarea calității apei; elaborarea recomandărilor practice privind monitorizarea și valorificarea durabilă a resurselor acvatice. **Noutatea și originalitatea științifică:** în premieră a fost efectuat un studiu complex al dinamicii multianuale, spațiale și sezoniere a compușilor de N, P, Si în fl. Nistru și r. Prut; stabilite dependențe funcționale dintre concentrația P_{tot} și efectivul bacteriilor saprofite; dintre conținutul Si și biomasa algelor diatomee; dintre nivelul de acumulare a P și lungimea corpului unor moluște, descrise cantitativ legitățile de acumulare ale Se, Co, Mn, Fe în hidrobionți; specificată influența Se, Co, Co+Mn, Co+Fe, Mn+Fe asupra dezvoltării peștilor în ontogeneza timpurie și elaborat un procedeu de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie. **Problema științifică importantă soluționată** constă în *fundamentarea științifică a migrației macro- și microelementelor nutritive, transformării și rolului lor în funcționarea ecosistemelor acvatice, fapt care a condus la* evidențierea importanței acestor substanțe în procesele de eutrofizare a ecosistemelor acvatice, stabilirea efectelor stimulatoare și a celor de inhibare a microelementelor nutritive, determinarea toleranței organismelor acvatice, *pentru utilizarea lor ulterioară* la elaborarea propunerilor științifice privind sporirea productivității piscicole și valorificării raționale a ecosistemelor acvatice. **Semnificația teoretică:** este realizat un monitoring științific complex multianual asupra migrației macro- și microelementelor nutritive în dependență de factorii naturali și antropici, apreciată calitatea apei și nivelul de eutrofizare a ecosistemelor fl. Nistru și r. Prut. Sunt stabilite legitățile de acumulate și influența unor elemente nutritive asupra hidrobionților ca temei fundamental pentru determinarea toleranței organismelor acvatice, descifrarea legităților funcționării ecosistemelor acvatice și dirijarea productivității hidrobiocenozelor. **Valoarea aplicativă:** metodologia de monitorizare este parte componentă a 2 îndrumare științifico-metodice; este elaborat și obținut un brevet de invenție. **Implementarea rezultatelor:** sunt utilizate de Ministerul de Mediu în realizarea Strategiei conservării biodiversității, gestionării districtului bazinului hidrografic Dunărea-Prut și Mării Negre; procedeul brevetat este apreciat cu medalie de aur și este implementat la Întreprinderea Individuală.

АННОТАЦИЯ

БОРОДИН Наталья «*Миграция биогенных элементов и их роль в экосистемах рек Днестр и Прут*». Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. Кишинев, 2016 г. **Структура работы:** введение, четыре главы, общие выводы и рекомендации, библиография из 281 наименований, 5 приложения, 111 страницы основного текста, 45 рисунков, 4 таблицы. Результаты исследования нашли отражение в 30 публикациях. **Ключевые слова:** биогенный элемент, фосфор, азот, кремний, биогенная миграция, мониторинг, загрязнение, Днестр, Прут **Область исследования:** ихтиология, гидробиология. **Цель работы:** состоит в комплексном исследовании миграции и роли макроэлементов (соединений азота, фосфора и кремния) и микроэлементов (Se, Co, Mn, Fe) в реках Днестр и Прут, учитывая влияние природных и антропогенных факторов. **Задачи исследования:** исследовать динамику распределения и миграцию соединений N, P, Si в экосистемах Днестра и Прута с учетом влияния природных и антропогенных факторов; выявить закономерности накопления Se, Co, Mn, Fe, оценить коэффициент их биологического накопления; выявить значимость микроэлементов в повышении рыбопродуктивности водоемов; разработать рекомендаций для устойчивого использования и повышения рыбопродуктивности водных экосистем. **Научная новизна и оригинальность исследования:** впервые описана многолетняя пространственно-временная динамика и установлены зависимости миграции биогенных веществ (N, P, Si), в том числе и Se, Co, Mn, Fe от природных и антропогенных факторов; установлена зависимость между концентрациями фосфора и численностью сапрофитных бактерий, кремния и биомассой диатомовых водорослей, уровнем накопления фосфора и длиной тела моллюсков, впервые установлено влияние Se, Co, Co+Mn, Co+Fe, Mn+Fe на развитие икры, личинок, мальков рыб и разработан способ повышения естественной кормовой базы для рыб (А.с. №.449). **Научная проблема, решенная в исследовании** состоит в научном обосновании процессов миграции биогенных элементов и их значимости в функционировании водных экосистем, что позволило оценить их значимость в эвтрофикации водоемов, определить стимулирующих и ингибирующих концентрации микроэлементов, позволяющие судить о толерантности водных организмов, которые в последствие послужили основой для разработки способов повышения рыбопродуктивности экосистем и рационального использования водных ресурсов. **Теоретическая значимость:** Реализован научный мониторинг распределения и миграции биогенных элементов в зависимости от природных и антропогенных факторов, определено качество воды и степень эвтрофикации экосистем Днестра и Прута. Установлены закономерности накопления и влияния отдельных биогенных элементов на водные организмы, являющиеся научным обоснованием определения толерантности гидробионтов, и закономерностей функционирования водных экосистем и регулирования продуктивности гидробиоценозов. **Практическая значимость работы:** результаты являются составной частью тематики института, 2-х проектов ЕС (MIS ETC 1150, MIS ETC 1676), 2-х методических пособий, одного авторского свидетельства. **Внедрение научных результатов:** результаты представлены в Министерство Экологии, включены в национальные и международные отчеты и Стратегии по сохранению биоразнообразия и по развитию гидрологического бассейна Дунай-Прут и Черного моря; авторское свидетельство, отмечено золотой медалью и внедрено в рыбном хозяйстве.

ANNOTATION

BORODIN Natalia „Migration of nutritive elements and their role in the ecosystems of the Dniester River and the Prut River”. Ph.D. Thesis in Biological Sciences, Chisinau, 2016. The thesis consists of introduction, 4 chapters, conclusions and recommendations, bibliography (281 entries), 5 annexes. The thesis basic text contains 111 pages, 45 figures, 4 tables. The obtained results are published in 30 scientific papers. **Keywords:** biogenic element, phosphorus, nitrogen, silicon, biogenic migration, monitoring, pollution, Dniester, Prut. **Field of study:** ichthyology, hydrobiology. **Aim of the thesis:** to research in a complex manner the dynamics of migration and the role of biogenic macroelements (compounds of N, P, Si) and nutritive microelements (Se, Co, Mn, Fe) in the Dniester and Prut rivers under the influence of natural and anthropic factors. **Objectives:** to research the migration of compounds of N ($N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$), P (P_{min} , P_{org}), and Si in the Dniester and Prut rivers; to reveal the Se, Co, Mn, Fe regularities and level of accumulation in hydrobionts and to determine their importance in increasing the fish culture productivity; to determine the microelement accumulation coefficient and the role of some hydrobiont species in their migration process; to assess the role of different factors in the migration of biogenic element compounds; to appreciate the water quality; to elaborate recommendations on monitoring and sustainable use of aquatic resources.

Scientific novelty and originality. For the first time there was carried out a complex study of multiannual, spatial and seasonal dynamics of N, P, Si compounds in the Dniester and Prut rivers; established the functional dependence between the P_{tot} content and saprophytic bacteria number, the Si content and diatomic algae biomass, the P accumulation level and some molluscs body length; quantitatively described the regularities of Se, Co, Mn, Fe accumulation in hydrobionts; specified the Se, Co, Co+Mn, Co+Fe, Mn+Fe influence on the fish development in early ontogenesis and elaborated a procedure of intensification of the development of natural trophic basis in ponds. **Important scientific problem solved:** *scientific substantiation of nutritive macro- and microelement migration, their transformation and role in the aquatic ecosystem functioning, which conducted to the underlining of importance of these substances in the aquatic ecosystem eutrophication, establishing the stimulating and suppressing effects of nutritive microelements, determining the tolerance of aquatic organisms, for their later use at the elaboration of scientific proposals on increasing the fish culture productivity and rational exploitation of aquatic ecosystems.* **Theoretical significance.** Knowledge on the migration of nutritive macro- and microelements in dependence of the natural and anthropic factors, and their role in the water quality formation and eutrophication of Dniester and Prut ecosystems is enlarge. Established regularities on accumulation and influence of some nutritive elements on hydrobionts ground the determination of aquatic organism tolerance, description of aquatic ecosystem functioning and hydrobiocenosis productivity management.

Applicative significance. The results were included in reports on institutional, international (MIS ETC 1150, MIS ETC 1676) projects, grant from World Federation of Scientists; monitoring methodology is part of 2 guidelines; a patent was elaborated and obtained. **Implementation.** The results are of high interest for the Ministry of Environment in fulfilling the Strategy on biodiversity preservation and management of the district of hydrographic basin Danube-Prut and Black Sea; patented procedure was appreciated with gold medal and implemented in a private fish farm.

LISTA ABREVIERILOR

CMA – concentrația maximă admisibilă

N – azot

N-NH₄⁺ – ion de amoniu

N-NO₂⁻ – ion nitrit

N-NO₃⁻ – ion nitrat

N_{min} – azot mineral

N_{org} – azot organic

N_{total} – azot total

P – fosfor

P_{min} – fosfor mineral

P_{org} – fosfor organic

P_{total} – fosfor total

Si – siliciu

Se – selen

Co – cobalt,

Mn – mangan

Fe – fier

m.a.u. – masa absolut uscată

FMS – Federația Mondială a Științelor

INTRODUCERE

Actualitatea și importanța problemei abordate. Studiul proceselor de migrație a elementelor biogene în ecosistemele acvatice, la etapa actuală reprezintă un interes științific și practic ce a căpătat o importanță deosebită în legătură cu factorii care determină ciclurile biogeochimice, reflectă esența lor ecologică, desfășoară procesele producțional-destrucționale, estimează procesele de autoepurare și poluare secundară, nivelul de troficitate și toleranța ecosistemelor acvatice.

Fără obținerea noilor cunoștințe, stabilirea legităților de migrație și acumulare a macro- și microelementelor nutritive sub aspectul schimbărilor factorilor naturali și antropici este imposibil dezvoltarea bazelor științifice ale funcționării ecosistemelor acvatice și valorificarea lor durabilă.

Elementele biogene sunt componenții vitali în funcționarea ecosistemelor acvatice, a căror prezență sau lipsă în mod direct influențează dezvoltarea tuturor organismelor acvatice, deci și productivitatea totală a ecosistemelor acvatice, calitatea apei și nivelul ei de poluare.

Studierea transformării formelor de migrație a elementelor biogene, nivelului de acumulare în hidrobionți și depunerile subacvatice reprezintă o direcție importantă de cercetare, care permite aprecierea circuitului macro- și microelementelor nutritive în ecosistemele acvatice, cât și descrierea amplă în timp și spațiu a stării ecosistemelor acvatice, elaborarea principiilor de valorificare rațională a resurselor acvatice.

În Republica Moldova calitatea apelor râurilor transfrontaliere, Nistru și Prut se caracterizează printr-un nivel de poluare și antropizare, care se datorează în special acțiunii factorului antropic exercitat în bazinele hidrografice ale lor, care nemijlocit provoacă schimbări esențiale în procesele de transformare și migrare a macro- și microelementelor nutritive. Astfel, deprecierea calității apei este o problemă actuală cu multiple cauze și consecințe și necesită un management adecvat cerințelor actuale privind valorificarea și protecția resurselor acvatice.

Ecosistemele acvatice din bazinul hidrografic al fluviului Nistru și râului Prut reprezintă sursa ce determină existența unor zone umede de importanță internațională, precum și starea ecosistemului Mării Negre. În perioada ultimilor decenii, datorită exploatării intense, în toate scopurile și necesitățile economice ale Republicii Moldova și vecine (Ucraina, România), calitatea apelor ecosistemelor acvatice de pe teritoriul Republicii Moldova a suferit modificări esențiale. Una din problemele ecologice strigente întâlnite în bazinele hidrografice ale fluviului Nistru și râului Prut, este procesul de *eutrofizare* - o consecință a îmbogățirii apei cu compuși ai elementelor biogene atât din sursele naturale, cât și, mai ales, rezultați în urma activității umane.

Procesul de eutrofizare constituie un rezultat tipic al destabilizării mecanismelor de funcționare a hidrobiocenozelor provocate de sporirea sau schimbarea raportului între diferitelemente nutritive. De aceea, în prezent problema monitorizării poluării apelor de suprafață și epuizarea lor reprezintă una din cele mai importante probleme mondiale. Una din cauzele de înrăutățire a calității apei este influența factorului antropic, inclusiv fenomenul de urbanizare care prin dezvoltarea industriei, agriculturii, rețelelor de drumuri, etc. sporește nemijlocit presiunea asupra utilizării ecosistemelor acvatice în diferite scopuri.

Actuale sunt investigațiile privind stabilirea toleranței organismelor acvatice față de influența microelementelor nutritive (Se, Co, Mn, Fe) precum și rolul hidrobionților în procesele de acumulare și migrare a lor în ecosistemele acvatice, în sistemul apă – depuneri subacvatice – hidrobionți.

În consecință, rezultatele cercetărilor, stabilirea legităților de migrare a macro- și microelementelor nutritive stau la baza elaborării recomandărilor privind restabilirea productivității ecosistemelor acvatice și valorificarea lor rațională.

Rolul primordial al apei în viața omului a determinat necesitatea elaborării principiilor monitoringului ecologic al ecosistemelor acvatice. Cercetătorii din Republica Moldova, la fel, sunt preocupați de îmbunătățirea sistemelor de monitoring regional, promovând intens concepția de *monitoring integrat* al ecosistemelor acvatice care cuprinde atât investigarea structurii și stării funcționale a principalelor grupuri de hidrobionți – bacterio-, fito-, zooplancton, zoobentos, macrofite, faună piscicolă, cât și calitatea apei ca mediu de viață al acestora.

Având în vedere aspectele transfrontaliere a resurselor acvatice ale Republicii Moldova, Laboratorul Hidrobiologie și Ecotoxicologie în perioada 2012-2015 a realizat 2 proiecte în cadrul *Programului Operațional Comun România-Ucraina-Republica Moldova 2007-2013* (MIS ETC 1150, MIS ETC 1676), susținute financiar de către Uniunea Europeană și 1 proiect de cercetare în baza Acordului de colaborare între Academia de Științe a Moldovei (AȘM) și Agenția de Stat pentru Știință, Inovare și Informatizare a Ucrainei (ASȘIU). Proiectele au avut ca scop fortificarea colaborării internaționale și monitorizarea complexă în comun a stării ecosistemelor acvatice din bazinul fluviului Nistru și râului Prut, elementele nutritive fiind incluse în mod obligatoriu în lista parametrilor hidrochimici investigați.

Scopul lucrării constă în cercetarea complexă a dinamicii migrației și rolului macroelementelor biogene (compușii azotului, fosforului, siliciului) și microelementelor nutritive (selen, cobalt, mangan, fier) în ecosistemele acvatice ale fluviului Nistru și râului Prut, ținând cont de complexul factorilor naturali și antropici și vizînd aspectele de monitorizare și valorificare durabilă a resurselor acvatice.

Realizarea scopului determinat a preconizat trasarea următoarelor **obiective**:

- Cercetarea migrației și evaluarea rolului compușilor de azot (ioni de amoniu, nitrit și nitrat, azot mineral, organic și total), compușilor fosforului mineral și organic, siliciului în ecosistemele fluviul Nistru și râului Prut;
- Stabilirea legităților și nivelului de acumulare a microelementelor nutritive (Se, Co, Mn, Fe) în plante, nevertebrate bentonice, pești și determinarea importanței lor în sporirea productivității piscicole;
- Evaluarea rolului factorilor naturali și antropici în migrația și transformarea raportului dintre compușii elementelor biogene, în special a azotului și fosforului, în funcționarea ecosistemelor acvatice investigate;
- Determinarea coeficientului de acumulare și rolul unor specii de hidrobionți în procesul de migrație a elementelor biogene;
- Estimarea calității apei în baza elementelor biogene;
- Elaborarea recomandărilor practice privind monitorizarea, sporirea productivității și valorificarea durabilă a ecosistemelor acvatice.

Noutatea și originalitatea științifică. Pentru prima dată a fost efectuat un studiu complex al dinamicii multianuale, spațiale și sezoniere a compușilor de azot ($N-NH_4$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, N_{min} , N_{org} , N_{tot}), fosfor (P_{min} , P_{org} , P_{tot}), siliciu (Si), stabilite legitățile transformării acestor substanțe și rolul lor în eutrofizarea ecosistemelor fl.Nistru și r.Prut.

În premieră sunt stabilite dependențe funcționale dintre concentrațiile P_{tot} și efectivul bacteriilor saprofite, bacteriilor fosformineralizatoare; dintre concentrațiile Si și biomasa algelor diatomee; dintre nivelul de acumulare a P și lungimea corpului moluștelor *Dreissena polymorpha*, *Theodoxus fluviatilis* și *Fagotia acicularis*.

Sunt relevate legitățile de acumulare ale *Se*, *Co*, *Mn*, *Fe* în macrofite, moluște și pești (larve, alevini, pești maturizați).

Pentru prima dată este specificată influența *Se*, *Co*, $Co+Mn$, $Co+Fe$, $Mn+Fe$ asupra dezvoltării icrelor de pește, a ritmului de creștere a larvelor și puietului de pești.

În premieră este elaborat un procedeu de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie prin utilizarea complexului $Co+Mn$.

Problema științifică soluționată constă în fundamentarea științifică a migrației macro- și microelementelor nutritive, transformării și rolului lor în funcționarea ecosistemelor acvatice ce permite evidențierea importanței acestor substanțe în procesele eutrofizării ecosistemelor acvatice, stabilirea efectelor stimulative și celor de inhibare a microelementelor biogene,

determinarea toleranței organismelor acvatice *care stă la baza științifică a elaborării* procedurilor și recomandărilor privind sporirea productivității piscicole și valorificării raționale a ecosistemelor acvatice.

Semnificația teoretică a lucrării. În cadrul investigațiilor efectuate a fost realizat un monitoring științific complex asupra migrației compușilor de azot ($N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, N_{min} , N_{org} , N_{tot}), P_{min} , P_{org} , P_{tot} , Si , apreciat raportul între aceste elemente, determinată calitatea apei și nivelul de eutrofizare a ecosistemelor fl. Nistru și r. Prut și apreciat rolul factorilor naturali și antropici în dinamica elementelor biogene pe o perioadă de lungă durată. S-a stabilit că migrația fosforului în sistemul „apă-depuneri subacvatice” este determinată de valorile pH-ului, consumul chimic al oxigenului, concentrația oxigenului dizolvat, temperatura apei, efectivul bacteriilor mineralizatoare. S-a stabilit corelația dintre dinamica P_{org} , P_{tot} și cantitatea bacteriilor saprofite și celor fosformineralizatoare, între conținutul Si în apă și biomasa algelor *Bacillariophyta*, între nivelul fosforului în moluște și lungimea corpului lor.

Prin realizarea lucrărilor experimentale au fost stabilite legitățile de acumulare și specificată influența Se , Co , $Co+Mn$, $Co+Fe$, $Mn+Fe$ asupra dezvoltării icrelor, ritmului de creștere a larvelor și puietului de pești. Rezultatele și legitățile obținute prezintă temeii fundamental pentru determinarea toleranței organismelor acvatice, discifrarea legităților funcționării ecosistemelor acvatice și dirijarea productivității hidrobiocenozelor. Sunt elaborate 2 lucrări metodice privind prelevarea materialului și monitorizarea complexă a ecosistemelor acvatice. Este brevetat un procedeu de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie (Brevet, MD Nr. 149).

Valoarea aplicativă a lucrării. Rezultatele investigațiilor macro- și microelementelor biogene în ecosistemele acvatice au devenit parte componentă a proiectelor instituționale ale IZ AȘM 11.817.08.15A, 15.817.02.27A, proiectului pentru tineri cercetători 10.819.04.02A, proiectului bilateral cu Ucraina 14.820.18.02.01/U și internaționale finanțate de UE - MIS ETC 1150 și MIS ETC 1676, grantului internațional pentru doctoranzi obținut și finanțat de Federația Mondială a Savanților.

Metodologia de monitorizare a macro- și microelementelor pentru aprecierea stării ecologice a ecosistemelor acvatice au devenit parte componentă a ghidului ***Ghid de prelevare a probelor hidrochimice și hidrobiologice*** (Ro/En) și îndrumarului metodic ***Monitoringul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice*** (Ro/En).

Investigațiile realizate au permis elaborarea, brevetarea și implementarea Procedeului de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie piscicole [9].

Materialele tezei prezintă interes pentru Ministerul și Agențiile de Mediu, pot servi în calitate de material didactic pentru studenți, masteranzi, doctoranzi, tineri cercetători și specialiști în domeniu.

Aprobarea rezultatelor științifice. Rezultatele cercetării la tema tezei au fost prezentate și discutate în cadrul diferitor conferințe naționale și internaționale, foruri științifice precum și simpozioane internaționale: „Diversitatea, valorificarea rațională și protecția lumii animale” (Chișinău, 2009, 2014); „Международное сотрудничество и управление трансграничным бассейном для оздоровления реки Днестр” (Odesa, 2009); „Modern Problems of Aquatic Ecology” (St. Petersburg, 2010); „Бассейн реки Днестр: Экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами” (Tiraspol, 2010); „Materialele Simpozionului Științific Internațional. Rezervația Codrui - 40 ani” (Lozova, 2011); „Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity” (Chișinău, 2011, 2013); „ Академику Л.С. Бергу – 135 (140) лет: Сборник научных статей” (Bender, 2011, 2016); „Simpozion: Lacurile de acumulare din România (tipologie, valorificare, protecție)” (Potoci, 2012); „Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья” (Tiraspol, 2012, 2014); „Environmental Challenges in Lower Danube Euroregion” (Galați, 2015).

Publicații la tema cercetării: La tema tezei sunt publicate 30 lucrări științifice, inclusiv 15 articole, 11 teze, 1 brevet de invenție (MD Nr.149) și 2 lucrări științifico-metodice. La baza elaborării tezei de doctorat sunt cercetările personale ale autorului efectuate în bazinele hidrografice ale fluviului Nistru și râului Prut, în limita Republicii Moldova în perioada anilor 2009 - 2015. Rezultatele tezei a devenit parte componentă a mai multor proiecte științifice instituționale.

Volumul și structura lucrării: Materialele tezei sunt expuse pe 111 pagini text de bază și cuprinde: introducere, 4 capitole, concluzii generale și recomandări practice; bibliografie care include 281 surse; 5 anexe; 46 figuri și 4 tabele.

Cuvinte cheie: element biogene, fosfor, azot, siliciu, microelemente nutritive, migrare biogenă, monitoring, poluare, fluviul Nistru, râul Prut.

Sumarul compartimentelor tezei

Introducere. Este prezentată caracteristica succintă a lucrării în care a fost indicată actualitatea temei de cercetare, scopul și obiectivele, materialele și tehnicile analitice de cercetare, noutatea științifică, problema științifică soluționată, semnificația teoretică și valoarea aplicativă.

Capitolul I. IMPORTANȚA ELEMENTELOR NUTRITIVE ÎN FUNCȚIONAREA ECOSISTEMELOR ACVATICE ȘI ROLUL FACTORILOR NATURALI ȘI ANTROPICI ÎN MIGRAȚIA LOR.

Capitolul este dedicat analizei surselor bibliografice științifice pe tematica tezei care dovedesc actualitatea și importanța cercetării migrației elementelor nutritive în mediul acvatic. Au fost structurate rezultatele cercetărilor hidroecologice ale ecosistemelor acvatice din Republicii Moldova, stabilite problemele actuale ale valorificării resurselor acvatice în țară și argumentată necesitatea realizării monitoringului elementelor nutritive. Este fundamentat unul din postulatele de bază ale monitoringului ecologic: aprecierea stării ecologice a ecosistemelor acvatice este imposibilă fără evaluarea factorilor fizico-geografici și a impactului poluării mediului în regiunea de cercetare. Sunt argumentate scopul și obiectivele lucrării.

Capitolul 2. MATERIALE ȘI TEHNICI ANALITICE DE CERCETARE. Sunt descrise detaliat obiectele de studiu, fl. Nistru și r. Prut, fiind expusă caracteristica lor fizico-geografică. Este indicată schema amplasării stațiilor de prelevare a probelor hidrochimice și hidrobiologice. Colectarea și prelucrarea materialului analitic în laborator și in-situ s-a realizat în conformitate cu metodologia și tehnicile de laborator adaptate la standardele ISO și prin utilizarea accesoriilor și echipamentului performant. Aspectele metodologice de prelevare și efectuare a analizei elementelor nutritive sunt sistematizate și incluse în 2 lucrări științifico-metodice privind monitoringul complex al ecosistemelor acvatice, publicate în 2015.

Capitolul 3. DINAMICA, MIGRAȚIA ȘI ROLUL COMPUȘILOR DE AZOT, FOSFOR ȘI SILICIU ÎN ECOSISTEMELE FL.NISTRU ȘI R.PRUT. În acest capitol sunt prezentate rezultatele investigațiilor, este descrisă detaliat dinamica multianuală, spațială și sezonieră a compușilor de azot (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^- , Nmin , Norg , Ntot), fosforului (Pmin , Porg , Ptot), și siliciului în ecosistemele fl. Nistru și r. Prut. Sunt stabilite și descrise legăturile transformărilor și migrației acestor compuși în dependență de factorii naturali și antropici. Se denotă că precipitațiile atmosferice, scurgerile de pe terenurile agricole, apele menajere și dezvoltarea hidrobionților sunt factorii determinanți în dinamica elementelor nutritive. Rezultatele analizei statistice a datelor multianuale din perioada 2009-2015 privind conținutul ionilor de amoniu și de nitrit în apele fl.Nistru și r.Prut a indicat sporirea lor în aspect multianual. S-a stabilit că concentrațiile ionilor de amoniu, de nitrit și nitrat, fosforului mineral și organic, în 2015 au atins valorile anilor '80-'90 ai sec. XX – perioadă cu o intensitate înaltă a activității economice în Republica Moldova. Este apreciată calitatea apei în ecosistemele acvatice investigate care a indicat că conform conținutului ionilor de amoniu, calitatea apelor fl. Nistru s-a schimbat de la clasa I-II până la clasele III-IV și în r.Prut din clasa I în clasa II. Conținutul

nitraților atribuie apelor investigate clasele I și II de calitate. Conform conținutului compușilor de fosfor calitatea apelor în ambele ecosisteme s-a înrăutățit, trecînd de la clasa I-II la clasa III de calitate. Sunt stabilite corelații directe între concentrația fosforului cu efectivul numeric al bacteriilor saprofite și celor care participă în circuitul fosforului, la fel, între concentrația siliciului și cantitatea algelor diatomee. Condițiile fizico-chimice (valorile pH-ului, concentrația oxigenului dizolvat, consumul chimic al oxigenului) cît și raportul dintre concentrațiile fosforului în straturile de apă și soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice ne permit să concludem că migrația fosforului mineral decurge din apă în depunerile subacvatice. În dinamica spațială (pe cursul râului), între concentrațiile fosforului total din soluțiile apoase ale sedimentelor acvatice și cele din apă este o corelație inversă ($r=-0,98$). Sunt stabilite legitățile acumulării fosforului în corpul unor moluște în dependență de lungimea corpului lor. Este relevantă corelația dintre biomasa algelor *Bacillariophyta* și concentrația Si din apă.

CAPITOLUL 4. DINAMICA, MIGRAȚIA ȘI IMPORTANȚA MICROELEMENTELOR NUTRITIVE ÎN ECOSISTEMELE ACVATICE. În acest capitol sunt prezentate rezultatele investigațiilor microelementelor nutritive, este descrisă dinamica *Se*, *Co*, *Mn* și *Fe* în ecosistemele fl. Nistru și r. Prut, nivelul de acumulare în hidrobionți. Rezultatele acumulării și coeficienții de bioacumulare ale acestor microelemente în plantele acvatice – *Phragmites australis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum demersum* și nevertebratele bentonice *Dreissena polymorpha*, *Unio pictorum* care sunt destul de înalți și variază în limitele $n \cdot 10^4$ - $n \cdot 10^8$, demonstrează importanța acestor organisme în circuitul elementelor chimice și monitoringul ecosistemelor acvatice. Sunt stabilite și descrise cantitativ legitățile acumulării microelementelor în larvele și alevinii peștilor ciprinizi în dependență de conținutul acestor elemente din apă. Sunt prezentate rezultatele experiențelor care au permis stabilirea concentrațiilor stimulative și celor inhibitoare pentru dezvoltarea icrelor, ritmul de creștere și nivelului de acumulare a acestor microelemente nutritive în larvele și alevinii peștilor. S-a stabilit că *Co* și *Co+Mn* stimulează dezvoltarea icrelor, creșterea larvelor și alevinilor peștilor ciprinizi, iar compușii *Se* organic (seleno-L-metionină) și *Mn+Fe* inhibă dezvoltarea icrelor peștilor ciprinizi, *Fe* suprimă influența pozitivă a *Co* și *Mn*. Rezultatele obținute au permis elaborarea, brevetarea și implementarea unui procedeu de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie. Concentrațiile microelementelor în speciile de pești maturizați nu depășesc CMA pentru produsele piscicole. Valorile maxime ale *Se* sunt înregistrate în pielea peștilor, *Mn* – în branhiile, *Co* și *Fe* – în ficatul peștilor, iar cele minime ale *Se*, *Co*, *Fe* – în mușchii scheletici și *Mn* – în gonade.

Rezultatele științifice principale înaintate spre susținere

- Dinamica multianuală sezonieră și spațială a compușilor azotului (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^- , N_{min} , N_{org} , N_{tot}), fosforului (P_{min} , P_{org} , P_{tot}), siliciului în ecosistemele fl. Nistru și r. Prut prin prisma influenței factorilor naturali și antropici;
- Legitățile de acumulare a fosforului în depunerile subacvatice, în plantele acvatice și moluștele acvatice;
- Dinamica microelementelor nutritive (Se, Co, Mn, Fe) în apele fl. Nistru și r. Prut, legitățile și nivelul de acumulare a acestor elemente în plante acvatice, nevertebrate bentonice, pești;
- Efectul pozitiv și inhibitor al Se, Co, Co+Mn, Co+Fe, Mn+Fe în dezvoltarea, ritmul de creștere a peștilor la etapele de ontogeneză timpurie;
- Estimarea calității apei și elaborarea recomandărilor practice privind monitorizarea ecosistemelor acvatice (2 lucrări științifico - metodice);
- Posibilitatea utilizării microelementelor nutritive în acvacultură, sporirea productivității și valorificarea durabilă a ecosistemelor cu destinație piscicolă (Procedeu de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie).

1. IMPORTANȚA ELEMENTELOR NUTRITIVE ÎN FUNCȚIONAREA ECOSISTEMELOR ACVATICE ȘI ROLUL FACTORILOR NATURALI ȘI ANTROPICI ÎN MIGRAȚIA LOR

1.1. Importanța elementelor nutritive în ecosistemele acvatice

Importanța macro- (azot, fosfor, siliciu) și microelementelor nutritive (seleniu, cobalt, mangan, fier) în funcționarea ecosistemelor acvatice reiese din proprietățile lor chimice și anume, de a fi accesibili organismelor vii, de bioacumulare, de formare a unei varietăți mare de compuși organici atât cu legături chimice stabile cât și labile, ceea ce le permit de a fi transformați sub acțiunea diferitor factori naturali și antropici și de a migra dintr-un sistem în altul.

Elementele biogene (grec. bios – viață, genos - naștere) - azotul și fosforul fac parte din șirul elementelor organogene (carbonul, hidrogenul, oxigenul, azotul, fosforul și sulful) capabile de a forma în special compuși solubili în apă, ceea ce determină acumularea lor în organismele vii care conțin apă mai mult de 60 % din masa corpului [267]. Rolul fundamental al elementelor organogene este de a sta la baza formării biomoleculelor organismelor vii: proteine, lipide, hidrați de carbon, acizi nucleici ș.a. [29] și de a petrece procesele celulare esențiale [176].

După noțiunea lui Alekin O.A., citat de [246], elementele biogene sunt considerate compușii azotului (ionii de amoniu, nitrit, nitrat, azotul mineral, azotul organic), fosforului (mineral, organic, total), siliciului și fierului, la care au fost alăturate și unele microelemente metale și nemetale. Această clasificare este clasică în hidrochimie, hidrobiologie și ecologie acvatică. Iar, conform noțiunii propuse de Slesarev V.I. [267], elementele biogene se numesc elementele necesare pentru formarea și activitatea vitală a diferitor celule ale organismului. Clasificarea elementelor biogene propusă de către acest autor poate fi redată schematic conform Fig.1.1.

Lucrările fundamentale [228, 229], în domeniul biogeochimiei a lui Vernadskii V.I., fondatorul științei despre rolul geochimic al organismelor în migrarea elementelor chimice în mediul înconjurător au dovedit că studierea migrației biogene a elementelor reprezintă una din principalele căi de cercetare a Biosferei. Potrivit conceptului lui, sub noțiunea de „*migrație biogenă*” a elementelor se subînțelege transferul elementelor chimice prin procesele vitale ale organismelor, prima trăsătură a lor fiind schimbul de masă și energie cu mediul înconjurător. A fost constatat că conținutul chimic al organismelor vii se află într-o strânsă legătură chimică cu conținutul lor în mediul în care trăiesc, urmărindu-se o anumită relație, ce indică unitatea naturii vii și a celei nevii și determină legile de bază a dialecticii: trecerea de la cantitate la calitate.

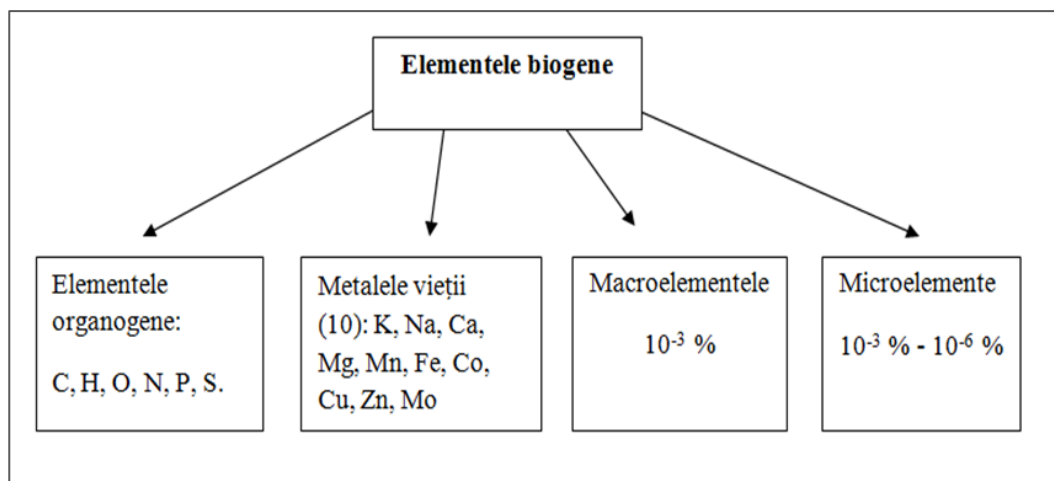


Fig.1.1. Clasificarea elementelor biogene, după Slesarev V.I., p. 245

Importanța migrației azotului cu transformările sale succesive, obținerea formelor minerale accesibile hidrobionților este asemănat de către Romanenco V., 2004 [262] cu importanța biologică a procesului de fotosinteză. Procesele de migrare ale azotului reprezintă o serie de reacții de transformare a diferitor forme de azot, realizarea cărora se înfăptuiește pe contul activității vitale a microorganismelor [216]. Unul din factorii ce determină activitatea microorganismelor ce participă în circuitul azotului este prezența oxigenului [129]. În condițiile aerobe vor decurge procesele de nitrificare, în anaerobe – denitrificarea iar amonificarea poate decurge atât în condiții aerobe cât și anaerobe [194]. După cum este descris în lucrarea [94] procesele aerobe și anaerobe se pot petrece simultan și în dependență de factorii naturali, microorganismele pot folosi mai mult decât o cale metabolică. După cum se menționează în lucrarea [261] pentru decurgerea proceselor de denitrificare în ecosistemele acvatice, pe lângă conținutul minim de oxigen este necesar și prezența materiei organice ușor accesibile și un pH al apei de ~ 7 . Similar și procesul de nitrificare poate fi întrerupt la prima etapă de conținutul sporit al compușilor organici în apă și la etapa a doua de concentrațiile sporite ale ionilor de amoniu [221].

În ecosistemele acvatice compușii organici ai azotului (aminoacizi, baze purinice și pirimidinice, uree) pot fi utilizați de către anumite specii de alge [67], însă pentru majoritatea speciilor de fitoplancton, formele minerale ale azotului (azot de amoniu, nitrit și nitrat) reprezintă cele mai esențiale surse de azot [186, 180, 92]. Se consideră că forma azotului de amoniu este prima formă care este absorbită din mediul acvatic de către fitoplancton [179]. S-a dovedit că asimilarea azotului de amoniu sporește viteza de creștere a algelor planctonice de două ori mai mare decât în cazul asimilării azotului nitrat [83], explicînd acest fapt prin calea mai scurtă a proceselor celulare de transformare a azotului de amoniu în molecule proteice decât în cazul

nitraților. Asimilarea compușilor neorganici ai azotului este un proces energetic ce depinde de fotosinteză și decurge mai activ în perioada de zi decât noaptea [163, 262]. În unele cercetări [114, 172] este stabilit că viteza de asimilare a elementelor biogene de către alge depinde atât de concentrația lor din mediu, cât și de conținutul lor din interiorul celulelor [165] ce poate reflecta starea lor pentru o perioadă lungă de timp [131]. Studiile asupra unor specii de alge bentonice (speciile genului Rhodophyta și Chlorophyta) denotă că ele au capacitatea de a stoca excesul de azot asimilat sub forma ionilor de amoniu și nitrat [138, 159, 165]. Nitriții sunt considerați produși intermediari în procesele de nitrificare și denitrificare bacteriană în ciclul azotului. Concentrațiile lor sporite provenite din apele reziduale [161] pot avea un efect toxic asupra hidrobionților [88], cu consecințe grave în acvacultură [96, 178]. Pătrunderea nitraților în ecosistemele acvatice contribuie la majorarea proceselor de acidificare a apelor, fenomen des întâlnit în Europa și America [62, 201], ce poate avea un efect negativ asupra întregii biote - alge, macrofite, micro- și macronevertebrate, pești ș.a [154].

Rolul biologic al fosforului reiese din procesele de schimb continuu a conținutului de fosfor dintre organismele hidrobionților și stratul de apă. Mecanismele de pătrundere a compușilor organici ai fosforului în corpul hidrobionților sunt mai puțin studiate însă pentru algele marine se cunoaște că aceste mecanisme se realizează cu ajutorul enzimei alcalin-fosfataza [118]. În restul cazurilor, hidrobionții (algele, macrofitele) utilizează fosforul sub forma de ortofosfați fiind asimilați prin mecanismul Michaelis – Menten [265]. În ecosistemele acvatice fosforul sub formă de ortofosfați este inclus în ciclurile metabolice ale hidrobionților începând de la microorganisme și sfârșind cu peștii. Cu toate că algele au capacitatea de a asimila fosforul organic, ortofosfații rămân a fi unicele surse de fosfor neorganic [274], care odată asimilat este parte componentă a elementelor celulare și se află într-o mișcare continuă participând la procesele energetice, spre deosebire de ionul de amoniu care este utilizat ca element structural celular și care nu participă în ciclul energetic.

Spre deosebire de compușii azotului, ortofosfații pot fi absorbiți și stocați în celule într-o cantitate mult mai mare decât ar fi necesarul pentru creșterea celulelor, ceea ce indică că fosforul sub forma de ortofosfat poate fi acumulat de către fitoplancton [262]. Fosfații fiind asimilați de către fitoplancton, macrofite cu care mai apoi se nutresc peștii și nevertebratele (ex. moluștele) nimeresc din nou în apă sub formă de fosfați. Fosforul ca și calciul, precum și coraportul dintre aceste elemente este un indice important pentru activitatea vitală a moluștelor, crustaceelor, peștilor [262], de aceea în componența chimică a cochiliilor multor specii de moluște pe lângă carbonatul de calciu, $Ca(CO_3)$ este și fosfatul de calciu $Ca_3(PO_4)_2$.

În ecosistemele acvatice, fosforul similar azotului și siliciului determină statutul trofic al ecosistemelor acvatice, limitând dezvoltarea hidrobionților și a plantelor acvatice [60, 276].

Pătrunderea macro- și microelementelor nutritive în ecosistemele acvatice poate fi și în rezultatul acțiunii factorului antropic ce aduce la multiple consecințe asupra funcționării lor, prin sporirea acidității apei care provoacă mortalitatea hidrobionților, scăderea productivității, pierderea biodiversității ș.a. [95].

Procesul de eutrofizare a ecosistemelor acvatice antropizate deseori este argumentat prin creșterea conținutului de azot [60, 99, 147, 155], însă nu numai sporirea conținutului de azot dar și dereglarea echilibrului între compușii nutritivi în apele poluate duc la schimbarea nivelului de troficitate a ecosistemelor acvatice [234].

Funcționarea ecosistemelor acvatice în mod direct depinde de conținutul de carbon, azot și fosfor, îndeosebi de coraportul lor stoichiometric (C:N:P), care în mod direct determină productivitatea ecosistemelor acvatice, existența hidrobionților, calitatea apei, nivelul de troficitate ș.a. [83]. Sporirea conținutului azotului și fosforului provoacă transformări ale hidrobiocenozelor, îndeosebi a comunităților de fitoplancton [260]. Conținutul elementelor biogene în mod direct influențează și limitează producția primară în ecosistemele investigate. Conform [234] raportul de 1P:7N:40C este optim pentru funcționarea protoplasmei celulare. Factorul limitativ devine acel element proporția căruia este mai mică decât raportul stoichiometric pentru protoplasmă. Dacă raportul dintre formele minerale ale azotului și fosforului - $N_{min}:P_{min} < 10$, atunci cel care limitează producția primară în ecosisteme este azotul. Iar dacă $10 \leq N_{min}:P_{min} < 17$ atunci are loc limitarea concomitentă de către azot și fosfor și dacă $N_{min}:P_{min} \geq 17$ atunci dezvoltarea fitoplanctonului este limitată de fosfor [234, 273].

O perioadă îndelungată de timp s-a considerat că principalul factor limitativ în ecosistemele acvatice este fosforul. Unele studii recente [121,176] arată că, în multe cazuri azotul poate fi factorul limitativ sau împreună cu fosforul pot fi factori co-limitativi, fie acționează simultan, fie consecutiv. Conform [116], ecosistemele acvatice limitate după azot sunt mai dificile de cercetat, deoarece pentru unele comunități de fitoplancton sursa azotului poate fi și cea din atmosferă. În acest sens un exemplu tipic de un ecosistem acvatic limitat după azot ar fi Marea Baltică [130, 181] caracterizat ca un ecosistem în care predomină specii de alge severe, apariția stărilor de anoxie în straturile inferioare urmată de peirea hidrobionților [128]. După cum se cunoaște [175], descompunerea compușilor organici și a celor toxici produși de către fitoplancton formează un deficit de oxigen în apă ce poate duce la distugerea lanțurilor trofice naturale și poate fi cauza peirii în masa a zoobentosului.

Pentru ecosistemele acvatice din Republica Moldova, cercetătorii au stabilit că productivitatea primară înaltă în ecosistemele acvatice poate fi atunci când diapazonul optim în ecosisteme acvatice pentru azot este de la 1,5 până la 3,0 mgN/l iar pentru fosfor de la 0,15 până la 0,3 mgP/l. Astfel, pentru ecosistemele acvatice din Republica Moldova raportul N:P optim de dezvoltare a producției primare ar trebui să fie de 1:10 [278].

În timp ce majoritatea studiilor s-au concentrat pe limitarea producției fitoplanctonului, rezultate similare au fost găsite atât pentru perifiton [135], cât și pentru comunitatea macrofită [125].

Deci, azotul și fosforul reprezintă elementele biogene de prima importanță, lipsa lor inhibând creșterea și dezvoltarea plantelor, astfel devenind unul din principalii factori ai productivității biologice ale ecosistemelor acvatice [176].

Siliciul este cel mai abundent element al litosferei, care pătrunde în ecosistemele acvatice prin alterarea rocilor sau la descompunerea mineralelor [197]. Cea mai mare sursă de siliciu vine odată cu curgerea râurilor [187]. Estimările recente [169] indică că cantitatea de siliciu pătrunsă în râuri poate fi mărită cu cca 6 % în rezultatul acțiunii factorului antropic prin utilizarea metasilicaților a căror cantități mici se află în componența îngrășămintelor, detegentilor. Totodată, s-a dovedit că, depunerile subacvatice, plantele acvatice reprezintă un depozit important al siliciului dizolvat [111, 120, 183].

În ecosistemele acvatice, siliciul, la fel este un nutrient important, îndeosebi pentru un grup de microalge – diatomee (*Bacillariophyceae*) [105,164], care după [198] reprezintă 25% din întreaga producție primară netă din lume și care pot absorbi siliciul sub formă de hidroxid de siliciu ($\text{Si}(\text{OH})_4$), uneori în cantități de până la 340 mmol l^{-1} [119]. În cea mai mare parte, siliciul servește ca component principal în structura peretelui celular [139]. Conform [84] cantitatea de siliciu din algele diatomee alcătuiește în mod obișnuit de la 10 până la 30% din greutatea uscată a celulelor. Cantitatea de siliciu din componența algelor diatomee poate fi influențată și modificată de variațiile ratei de creștere, a ciclului de viață precum și de concentrația hidroxidului de siliciu disponibilă pentru absorbție [144]. De asemenea în circuitul siliciului în ecosistemele acvatice sunt antrenate și alte organisme inferioare (bacterii, protozoare, ciuperci), plante acvatice, care folosesc siliciul din mediul înconjurător și pe care îl reîntorc în circuit după peirea lor [151]. În afară de rolul său în calitate de nutrient, siliciul are un rol indirect în ecosistemele acvatice, de exemplu, poate reduce efectele nocive asupra mediului ale aluminiului eliberat din depunerile subacvatice acide [71, 102].

Pentru o dezvoltare echilibrată a fitoplanctnului este important raportul stoichiometric dintre azot, fosfor și siliciu (N:P:Si), care conform [188] corespunde raportului de N16:P1:Si16.

Anume după consumul formelor minerale ale elementelor biogene (N:P:Si) în ecosistemele acvatice poate fi explicată structura comunităților de fitoplancton [97, 184]. Deseori, siliciul poate deveni factorul limitativ de creștere al algelor diatomee [139, 174]. Raportul Si:N mai mic decât raportul clasic Redfield de 1:1 merită o atenție deosebită în creșterea algelor diatomee [105, 123], întâlnită mai des în apele eutrofizate, cu impact antropic [122, 190], favorizând dezvoltarea algelor cianobacterii [70, 115, 157, 173]. La fel și raportul Si:P mai mic decât 16:1 poate rezulta în cazul pătrunderilor apelor reziduale bogate în compuși ai fosforului ce poate provoca dezvoltarea abundentă a algelor diatomee.

Necătfînd la concentrațiile mici ale microelementelor nutritive, ele îndeplinesc un rol important în procesele metabolice. Pătrunderea microelementelor în hidrobionți poate fi realizată atît prin procesele de glutiție, cît și nemijlocit prin suprafața corpului - din stratul de apă [241].

Fierul este un microelement activ căruia îi aparține un rol important în biosferă. Rolul biologic al fierului este atribuit transportului de gaze prin circulația sangvină. Este componentul principal a cca 50 de fermenți, îndeosebi cei ai ciclului respirator: citocromi, catalaza și peroxidaza care apară celulele de acțiunea peroxidului de hidrogen, ș.a. Acest microelement participă în biosinteza clorofilei, în reacțiile de oxido-reducere atît din stratul de apă cît și din depunerile subacvatice [66, 72]. Există studii care au atras atenția în ceea ce privește posibilitatea Fe-lui de a limita ratele de creștere a fitoplanctonului, fenomen demonstrat în diverse lacuri cu nivele diferite de troficitate [86, 113, 145, 193].

Manganului îi revine un rol important în multe procese vitale ale hidrobionților, fiind parte componentă a multor fermenți, participă la reglarea respirației cutanate și la biosinteza lipidelor, glicogenului [150]. Carența acestui element pentru unele specii de pești poate duce la deformarea oaselor, creștere scăzută, activitate redusă a funcțiilor ficatului. Conținutul scăzut al acestui element în mușchii peștilor deteriorează calitatea nutritivă [156]. În ecosistemele acvatice, activitatea biologică a manganului depinde de pH-ul apei [69], conținutul particulelor în suspensii ș.a. În rezultatul proceselor de adsorbție a manganului de către particulele în suspensie este acumulat depunerile subacvatice. Conținutul sporit al manganului în ecosistemele acvatice poate avea efect toxic manifestat prin afectarea sistemului nervos central al hidrobionților, dereglarea metabolismului glucidelor, absorbția calciului și a fosforului, care pot afecta funcțiile imunologice ale peștilor ș. a. [158, 202]. Efectele toxice ale manganului asupra hidrobionților sunt mai pronunțate în ecosistemele acvatice dulci, acest fapt se datorează gradului de salinitate mai mic [191]. De obicei, în depunerile subacvatice manganul apare în forma nedisponibilă (MnO_2) pentru organisme vii, care numai în condiții anaerobe poate fi

transformat în forma biologică activă de Mn^{2+} [150]. În general depunerile subacvatice sunt caracterizate cu un conținut sporit de mangan. Procesele fizico-chimice din depunerile subacvatice poate duce la mobilizarea manganului, eliberarea lui în stratul de apă care uneori poate înrăutăți calitatea apei [85]. S-a constatat că multe specii de hidrobionți, îndeosebi speciile de la nivelele inferioare ale lanțului trofic precum și peștii sunt macroconcentratori ai acestui element. Manganul este cel mai ușor de absorbit prin piele, branhiile și epiteliul intestinal. Conform cercetărilor, în corpul peștilor manganul se acumulează în principal în ficat [117] și oase craniene [152].

Rolul metabolic al **cobaltului** constă în participarea lui în procesul de hematopoieză, fiind necesar în sinteza aminoacizilor și altor compuși fără de care dezvoltarea organismelor ar fi imposibilă [171].

Etapa inițială în migrația biogenă a macro- și microelementelor nutritive le revin microorganismelor, ce populează în stratul de apă, depunerile subacvatice. Cu participarea microorganismelor pot fi petrecute reacții de oxido-reducere a cobaltului [262]. Hidrobionții prin procesele lor metabolice participă în procesele de transformare și migrare a microelementelor. În reacțiile chimice de transformare a microelementelor cu participarea hidrobionților, un rol important îi revine procesului de metilare [270], adică formarea compușilor metalelor cu legături metil. Procesul de metilare prezintă un proces nefermentativ ce decurge cu prezența metilcobalinei (vitamina B_{12}). Se consideră că prin acest proces trece cobaltul, seleniul și alte microelemente. Pătrunderea în organisme hidrobionților a macro- și microelementelor nutritive în formă solubilă poate fi realizată atât prin suprafața celulei sau a organismului în cazul macrofitelor cât și în forma coloidală - prin tractul digestiv. Conținutul microelementelor din țesuturile hidrobionților precum și interacțiunea dintre ele poate servi ca exemple de corelații. În lucrarea [270] este indicată că pentru majoritatea hidrobionților este stabilită corelația dintre seleniu și mercur în raport 1:1. Se presupune că în aceste caz, seleniului îi revine funcția de detoxifiere în cazul intoxicării cu mercur.

Procesul de migrare a macro- și microelementelor nutritive în ecosistemele acvatice poate fi reglat sau modificat de activitatea vitală a hidrobionților, o componentă biotică importantă, fie prin procesul de bioacumulare a elementelor, pentru care pentru unele elemente unele specii devin macroconcentratori fie prin procesul de eliberare a lor în stratul de apă odată cu peirea organismelor [109, 112, 206]. Rolul hidrobionților în migrația macro- și microelementelor nutritive a fost apreciată prin determinarea conținutului unui șir de microelemente în detritul biogenic al celor mai răspândite specii de hidrobionți *Viviparus viviparus* L., *Unio pictorum* L. *Ceratophyllum demersum* L. [256, 257]. Astfel speciile de hidrobionți au fost incluse în diferite

sisteme modele în calitate de reglatori al ciclului macro- și microelementelor nutritive. Un studiu mai recent [189] este cel în care autorul face o analiză detaliată a rolului hidrobionților în dinamica elementelor nutritive în ecosistemele acvatice dulcicole, factorul determinat fiind caracteristicile individuale cum ar fi, dimensiunile corpului care în mod direct contribuie la fluxul elementelor nutritive. În primul rând, animalele cu dimensiunile mici ale corpului au un metabolism mai mare [195], prin urmare și ratele de pătrundere și de excreție sunt mai mari. Reglarea circuitului elementelor nutritive de către hidrobionți, după cum este menționat în studiul [112] poate fi realizată pe cale directă sau indirectă. Reglarea directă se înfăptuiește prin procesele fiziologice cum ar fi ingestia, transportul prin intestine și excreția iar cele indirecte prin schimbarea biomasei, a producției sau destrucției. De exemplu, speciile de pești prădători pot regla conținutul de fosfor (P) sau a azotului (N) prin nivelele trofice [170].

Descifrarea mecanismelor de migrație a macro- și microelementelor nutritive cu implicarea hidrobionților a demonstrat că între conținutul chimic al țesuturilor și cel al habitatului există o dependență. Acumularea și eliberarea elementelor nutritive din organisme vii atât în rezultatul proceselor metabolice cât și în urma peririi lor caracterizează dinamica migrației și mobilitatea elementelor în biotop [61, 83].

Lucrarea științifică [109], indică că organismele fitofage și detritofage pot avea o influență mai mare prin transformarea și translocarea elementelor biogene în ecosistemele acvatice decât prin transformarea energiei. Organismele fitofage pot mări intensitatea proceselor în circuitul elementelor biogene în zona litorală a lacurilor [103].

O altă parte componentă a ecosistemelor acvatice cu rol în migrarea macro- și microelementelor nutritive sunt depunerile subacvatice [223, 244] care prin structura și proprietățile sale, reflectă diversitatea proceselor biogeochimice planetare atât din perioada preistorică cât și contemporană ce ne permite evaluarea stării ecologice în întregime a ecosistemelor acvatice [75, 220, 227]. Fiind în permanență cu stratul de apă, depunerile subacvatice joacă un rol important în procesele de migrare a elementelor chimice, deoarece în dependență de anumite condiții (mărimea pH-ului, condițiile de oxido-reducere) pot servi în calitate de acumulatori sau de furnizori a elementelor chimice. Proprietățile granulometrice ale substratului influențează în mod direct acumularea și răspândirea elementelor chimice în depunerile subacvatice [61, 162]. Studiarea depunerilor subacvatice reprezintă una din importante direcții de cercetare în geochimie [93] și toxicologie acvatică [242, 251].

Cercetarea și analiza intensă a depunerilor subacvatice a permis identificarea legității distribuției spațiale a conținutului elementelor biogene (azot și fosfor) în depunerile subacvatice și tendința lor de a provoca schimbări în componența chimică sub influența factorilor antropici.

Majoritatea problemelor biogeochimiei nu pot fi soluționate fără cercetarea fazei lichide a sedimentelor acvatice [225].

Sistemul „apă - depuneri subacvatice” reprezintă o componentă importantă la nivelul căreia are loc circuitul intern al elementelor biogene. De aceea, studierea și stabilirea legităților de migrație la acest nivel poate oferi clarități în funcționarea ecosistemelor acvatice, poate determina nivelul trofic, calitatea apei, desfășurarea proceselor de eutrofizare precum și procesele de poluare secundară și autoepurare [78, 219]. Componenta chimică a depunerilor subacvatice determină rolul lor important în formarea și determinarea stării toxicologice a ecosistemelor acvatice. Pe de o parte, prin particularitățile sale de adsorbție, depunerile subacvatice au rol important în procesele de autoepurare prin eliminarea unor compuși din stratul de apă, în așa fel îmbunătățind calitatea apei [87, 244], pe de altă parte, depunerile subacvatice reprezintă un „depozit” impunător a multor compuși, care în anumite condiții le pot elibera în stratul de apă fiind astfel ca sursă de poluare secundară a ecosistemului acvatic. O contribuție esențială în descifrarea legităților formării componentei chimice și a formelor de migrare în sistemul apă – depuneri subacvatice au avut lucrările lui [227, 248] precum și la indicarea că, depunerile subacvatice este un indice integral al poluării ecosistemului acvatic [108].

Procesul de migrare a elementelor chimice sunt determinate de condițiile mediului acvatic în care au loc toate etapele de transformare sau de acumulare a macro- și microelementelor nutritive [126]. Astfel, o contribuție esențială în dezvoltarea studierii formării compoziției chimice a apelor de suprafață a fost realizat de către membrul corespondent al ASR O.A. Alekin [212], lucrările căruia sunt considerate clasice, precum și lucrările lui A.M. Niconorov [254].

Savantul american Smith, citat de Perelman A. [259] a elaborat metoda determinării cantitative a intensității migrației elementelor chimice în apă, comparând conținutul mediu al elementelor din apa râurilor cu conținutul elementelor din rocile muntoase. Astfel, în așa fel a fost determinat ordinea eliminării elementelor în timpul dezagregării rocilor. Dezvoltând aceste idei, pentru caracteristica intensității migrației elementelor chimice în mediul acvatic Perelman A.I. a propus „coeficientul migrării acvatice” (K) care redă conținutul elementului chimic în reziduu uscat al apei (g/l) raportat la conținutul lui în roci (%).

Problema monitorizării calității apei și evaluării ecologice a ecosistemelor acvatice atribuie macro- și microelementelor nutritive un înțeles mult mai vast: la ele se referă în primul rând compușii formați în rezultatul activității vitale a diferitor organisme și în al doilea rând compușii ce „mențin viața” pentru organismele vii. Numai în baza cunoștințelor despre mecanismele de pătrundere a elementelor chimice în apă și modalitățile de evaluare ecologică a teritoriilor, permit de a determina nivelul inițial de poluare al mediului acvatic în baza căreia se

petrece evaluarea stării ecologice al mediului înconjurător conform parametrilor statistici de răspîndire a elementelor chimice [258]. Intensificarea acțiunii factorului antropic asupra ecosistemelor acvatice din ultimii ani, prin utilizarea îngrășămintelor, evacuarea apelor puțin epurate, ș.a. a condus la poluarea ecosistemelor acvatice, atât a apelor de suprafață cît și a celor subterane [215, 242].

Se acordă o atenție deosebită elaborării lucrărilor cu aspect al descifrării mecanismelor de migrație a macro- și microelementelor nutritive sub influența factorilor naturali și antropici. Apare necesitatea unei abordări ecologice complexe a resurselor acvatice, supravegherii și controlului calității apelor [1, 2, 22]. Formarea compoziției chimice a apelor de suprafață este influențată totodată de condițiile climaterice în dependență de zonele geografice. În zonele cu climă umedă principalul factor este descompunerea rămășițelor vegetale în sol, activitatea organismelor; în zonele uscate – dizolvarea sărurilor din sol și din rocile montane, procesele de evaporare precum și metamorfizarea apelor. Procesele de migrație a macro- și microelementelor în ecosistemele acvatice cu eliberarea lor în stratul de apă sau în depunerile subacvatice la care în mod obligatoriu se alătură și acțiunea factorului antropic determină în cele din urmă calitatea apei ecosistemelor acvatice. În urma proceselor de descompunere a compușilor complecși organici ca rezultat al peirii organismelor și plantelor acvatice se formează compuși simpli care din nou sunt incluși în circuitul elementelor. Indicele de calitate a apei a ecosistemelor acvatice poate să se schimbe în dependență de perioada sezonieră, de intensitatea dezvoltării și peirii fitoplanctonului [207]. Prin noțiunea de **calitate a apei** se subînțelege componența și proprietatea apei de a fi potrivită (adecvată) pentru: anumite măsuri de aprovizionare cu apă (potabilă, irigare, gospodării piscicole ș.a), sănătatea umană, asigurarea funcționării ecosistemelor acvatice naturale [30]. Aprecierea calității apei, în prezent a devenit o direcție vastă și importantă de cercetare prin elaborarea metodologiei de monitoring și a diferitor tehnici de analiză [21, 25, 31, 35].

Evaluarea calității apei se realizează conform anumitor criterii în domeniul monitorizării și valorificării durabile a resurselor acvatice, inclusiv a Directivei 60/2000/EC [91]. Evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice se realizează în conformitate cu cele trei aspecte de bază, ce includ următorii indicatori complecși.

- factorii fizico-geografici și hidrologici sub acțiunea cărora este supus obiectul acvatic studiat;
- indicatorii fizico-chimici ce determină componența chimică a apei atribuind un anumit criteriu de calitate a apei;

- complexul criteriilor de evaluare a specificității de organizare structural-funcționale a comunităților de hidrobionți și dinamica dezvoltării biocenozelor acvatice.

1.2. Cercetările hidroecologice ale ecosistemelor acvatice în Republica Moldova

Primele date istorice documentate despre fluviul Nistru le găsim în descrierile istoricului Herodot din Grecia Antică (sec.V î.e.n.), care a vizitat coasta de nord a Mării Negre, inclusiv și gura de vărsare a fl.Nistru iar întocmirea primelor hărți ale bazinului hidrografic al fluviului Nistru le găsim în lucrările inginerilor Lasschii C.E. și Lohtin V.M. ce datează încă din 1883.

Cel care a descris pentru prima dată calitatea apelor Moldovei a fost D. Cantemir în cartea sa „Descrierea Moldovei” [14]. În această carte găsim afirmația: „Cu toate că e destul de transparent, apa lui e dură și e foarte periculoasă pentru sănătatea celor care o beau”.

Cercetările hidrologice și hidrobiologice au cunoscut o perioadă de stagnare în perioada primului război mondial, care apoi cu încetul au luat amploare. Din anul 1945 au reînceput sau chiar au și fost inițiate observările hidrometrice pe râurile Republicii Moldova. Astfel treptat s-a lărgit rețeaua punctelor hidrometrice, atât din punct de vedere calitativ cât și cantitativ (37 de posturi hidrometrice pe republică la sfârșitul celui de-al II-lea război mondial, dintre care 24 erau amplasate în bazinul hidrografic al fluviului Nistru), în programul activităților erau incluse observații asupra nivelului apei, vitezei vântului, înălțimii valurilor, precipitațiilor atmosferice, temperaturii aerului, fenomenelor de îngheț, evaporației de suprafață ș.a. [278].

Începutul studierii sistematice a dinamicii elementelor biogene în apa fl. Nistru și r.Prut precum și a afluenților lor ține nemijlocit de activitatea renumitului academician Iaroșenko M.F., împreună cu academicianul Toderăș I., Zubcov E., Gorbatenchii S., care a adus un aport esențial în dezvoltarea hidrochimiei și hidrobiologiei în Republica Moldova.

Până în prezent pot fi evidențiate trei perioade a stării hidroecologice a fluviului Nistru [278]. Prima perioadă fiind până la reglarea cursului apei, a doua până la darea în explotare a hidrocentralei Dubăsari (1954) și a treia perioadă după darea în explotare a Hidrocentralei Electrice Dnestrovsk (1984), când regimul Nistrului medial a fost totalmente reglat. Componenta chimică a apei nistrene de până la anii 1951 poate fi acceptată ca „normă ecologică”. În perioada anilor 1977-1978, conținutul elementelor biogene în fluviul Nistru, comparativ cu perioada anilor 1951-1953 au sporit considerabil – nitrații de 4 ori, fosfații de 5 ori. Perioada anilor 1985-1988, apele Nistrului inferior au devenit și mai „bogate” cu compuși a azotului și fosforului. Perioada dată a corespuns celui mai mare pressing antropic și a determinat cea mai stresantă stare ecologică a fluviului Nistru și a ecosistemelor acvatice din bazinul hidrografic al său.

Reglarea cursului apei fluviului Nistru pe parcursul anilor a provocat procese ireversibile în degradarea ecosistemului acvatic. O altă presiune exercitată asupra fluviului Nistru în anul 1983 a fost accidentul chimic de la Stebnițk care a provocat pierirea în masă a macrofitelor, și a multor specii de animale nevertebrate și vertebrate. Dacă pînă la acel moment fluviul Nistru era considerat ca cel mai curat rîu din Europa atunci acest accident a influențat negativ în proporții destul de mari atît la nivel hidrobiologic cît și hidrochimic [231].

Regimul hidrologic, hidrobiologic și hidrochimic al fl. Nistru și r. Prut au fost și sunt în continuă cercetare [12, 18, 20, 24, 36, 56], ca urmare a măririi suprafețelor arabile (prin defrișarea pădurilor), majorarea utilizării tehnice mecanizate (aratul adînc), folosirea îngrășămintelor. Dezvoltarea agriculturii, în urmă cu 40 de ani a avut ca consecință sporirea influenței asupra mediului înconjurător și semnificativ a modificat mărimile și coraportul dintre formele elementelor biogene atît în ecosistemele terestre cît și cele acvatice. În această legătură ecosistemele acvatice au acționat ca un depozit de stocare a poluanților, cum ar fi compușii organici, elemente biogene, pesticide, produse petroliere, ionii metalelor grele ș.a. [33, 162, 211], fiind odată colectate din bazinele hidrografice au pătruns nemijlocit în fl.Nistru și r.Prut ceea ce a provocat sporirea conținutului micro- și macroelementelor nutritive [27, 37, 55].

Conform [36, 48] calitatea apei fl. Nistru și r. Prut după indicii hidrochimici, în ultimii ani a corespuns Indicelui Poluării Apei (IPA) claselor II-III (curată – moderat poluată), iar a rîurilor mici la clasele IV - V de calitate (poluate-foarte poluate).

Modificarea calității apei fl. Nistru și r. Prut este influențată atît la nivel transfrontalier [8, 11, 13, 28], cît și regional, prin afluenții lor. În schimbarea calității apei fl.Nistru un aport esențial îl au afluenții săi [23], îndeosebi, r.Răut și r. Bîc [10, 19, 59, 222].

Cu toate că, la sfîrșitul anilor '90 s-au micșorat cazurile de poluare cu fertilizanți a apei fl. Nistru și r. Prut, a rămas acută problema pătrunderii directe sau slab prelucrate a apelor menajere, comunale în ecosistemele acvatice investigate. Astfel, apa fl. Nistru și r.Prut este clasificată pe diferite sectoare, conform noului regulament [34], după parametri microbiologici ca apă poluată și periodic foarte poluată [148, 177], iar conform indicatorilor chimici – ca apă moderat poluată [5, 49, 149, 204].

Intensitatea degradării materiei organice în fl. Nistru și Lacul de acumulare Dubăsari este un indice important în indicarea procesului de autoepurare a apei, rolul fundamental revenindu-le bacteriilor heterotrofe. Cercetările efectuate [278] la sfîrșitul anilor 90 au indicat că procesele de mineralizare a materiei organice din lacul de acumulare Dubăsari decurge mai lent (cca 5-6 zile) comparativ cu tronsonul de rîu Otaci – Camenca (4 zile) din cauza numărului scăzut al bacteriilor heterotrofe.

În fl. Nistru și r. Prut au fost efectuate cercetări privind determinarea conținutului de microelemente în apă. Cercetările sistematice ale dinamicii conținutului microelementelor în apa și depunerile subacvatice ale fluviului Nistru precum și în alte ecosisteme acvatice din bazinele hidrografice ale fl. Nistru și r. Prut au fost începute în anii 70 secolul XX și continuă și până în prezent [209, 210] ce au permis de a dezvălui rolul principalilor factori naturali și antropogeni în dinamica conținutului microelementelor în ecosistemele acvatice investigate [235, 236].

O nouă direcție de cercetare a luat începutul prin inițierea primelor cercetări privind procesele de acumulare micro- și macroelementelor nutritive în depunerile subacvatice [57, 74] precum și acumulare lor în diferite specii de hidrobionți din ecosistemele acvatice [6, 50, 239], care au permis estimarea rolului hidrobionților în biocircuitul elementelor chimice [240], pentru stabilirea toleranței lor la elementele chimice din mediu și servesc pentru descifrarea mecanismelor de acumulare, transportare prin lanul trofic [237].

Necătfînd la spectrul larg de investigații efectuate este extrem de important sistematizarea materialelor recente și efectuarea unui monitoring complex asupra dinamicii și rolului macro- și microelementelor nutritive în ecosistemele acvatice ale fl. Nistru și r. Prut - principalele artere acvatice ale Republicii Moldova, atît pentru stabilirea legităților migrației macro- și microelementelor nutritive în ecosistemele acvatice, cît și pentru valorificarea durabilă a resurselor acvatice. Aceste aspecte au și servit dovadă pentru realizarea investigațiilor noastre.

1.3. Factorii naturali și antropici determinanți în migrația elementelor nutritive în fl. Nistru și r. Prut

Bazinul hidrografic al fluviului Nistru și râului Prut este rezultatul unei evoluții îndelungate în timp a componentelor sale fizico-geografice care în mod continuu interacționează reciproc.

Structura geologică. De la izvor pînă la revărsare, fluviul Nistru traversează structuri geologice de compoziție și vîrstă diferită determinînd formarea diferitor forme de relief (podșuri, văi, lunci, dealuri, cîmpii ș.a.) în bazinul său hidrografic care la rîndul lor a determinat și numeroasele tipuri de soluri de la argiloase, argilo-nisipoase, nisipo-mîloase, nisipoase pînă la cernoziomuri. Varietatea acestei structuri terestre (tectonice) în mare măsură determină și regimul de alimentare a fluviului prin apariția multor izvoare din care izvorăsc practic toți afluenții din care se și alimentează [280].

Pentru r. Prut baza structurii geologice în limitele Carpaților sunt depunerile mezozoice (cuarțite, șisturi) acoperite cu un strat de fliș (nisipuri argiloase, luturi, marnă, calcare) [279].

Pentru Podișul Moldovei de Nord sunt caracteristice toltrele. Mai la sud, r.Prut trece prin Cîmpia Prutului de Mijloc reprezentate prin ravene și vîlcele și Cîmpia Prutului Inferior ce se termină cu o fișie imensă de plauri în aval de or.Cahul. În limitele Republicii Moldova bazinul Prutului este constituit din roci sedimentare de vîrstă neogenă, cretacică și siluriană (șisturi, nisipuri, nisipuri argiloase, argile, calcare și marnă). Solurile sunt predominant cernoziomice.

Structura geologică a râurilor are un rol esențial în formarea caracteristicilor topografice ale bazinelor determinînd în continuare structura rețelei hidrografice.

Relieful are o influență directă asupra scurgerii fluviului Nistrului prin gradul de fragmentare și prin pantele versanților, cu urmări și asupra redistribuirii teritoriale a rezervei de apă sub formă de zăpadă [236]. Alunecările de teren, rigolele, pantele, carstele, aluviunile sunt caracteristice pentru bazinul hidrografic al Nistrului [247, 269]. Pe teritoriul RM, relieful râului Prut este determinat de Podișul Codrilor caracteristic prin prezența dealurilor, văilor și vîlcelor.

Clima. Poziția geografică a Republicii Moldova, se încadrează în zona de contact a influențelor climatice ale Europei Centrale și de Est. Clima temperat-continentală, caracterizată printr-o cantitate redusă de precipitații și o amplitudine anuală medie mai mare a temperaturilor aeriene, avînd o influență directă asupra regimului hidrologic a ecosistemelor acvatice a fluviului Nistru și râului Prut determinînd caracterul instabil caracterizat prin revărsări de primăvară, viituri în timp de vară și etiaje în perioada de vară – toamnă [124]. Apele mari de primăvară apar ca urmare a topirii zăpezii din Carpați, podișul Volîno-Podolian și nemijlocit de pe teritoriul Republicii Moldova. Scurgerea nivală provoacă ridicarea nivelului de apă din râu, mai ales dacă în această perioadă cad precipitații lichide. Pentru fluviul Nistru fenomenul poate dura pînă în luna mai. Revărsările din cauza ploilor torențiale, sunt specifice întregii zone de sud-vest a țării noastre. Viiturile pluviale sunt condiționate de precipitații abundente în perioada caldă a anului [281].

Regimul termic al fluviului Nistru și râului Prut este determinat de zona climatică în funcție de așezarea geografică, de adîncimea apei și de lățime, fiind influențată de temperatura aerului și a substratului. Temperatura apei influențează starea și migrarea compușilor elementelor biogene în ecosistemele acvatice.

În general, atît în fluviul Nistru cît și în râul Prut, temperatura crește în aval, avînd valori mai mici pe cursul superior și mai mari pe cel inferior. Temperatura prin fluctuațiile sale condiționează direct și în interacțiune cu alți factori ecologici structura biocenozelor din ecosistemele atît terestre cît și acvatice. Valorile de temperatură permit aprecierea răspîndirii geografice asupra comunităților de hidrobionți precum și determină căile de adaptare

comportamentală, fiziologică sau morfologică a lor cu rol de a menține balanța termică a fiecărui individ, avînd un rol major în transferul de energie al ecosistemului acvatic.

Regimul termic al fluviului este determinat de temperatura aerului, influența apelor freatice și de asemenea de factorii antropici.

Cantitatea de precipitații scade de la nord-vest spre sud-est, de la 620 până la 490 mm pe parcursul anului. Precipitațiile cad în fond în perioada caldă a anului sub formă de averse torențiale, 35-45% și doar circa 10% din cantitatea lor anuală se prezintă sub formă de zăpadă. Precipitațiile de primăvară și toamnă alcătuiesc în medie cîte 20-25% din cantitatea anuală [281]. Perioada de primăvara-vară, odată cu creșterea temperaturii aerului se caracterizează prin schimbarea umidității relative. Precipitațiile în cantități mici 30-65 mm, umiditatea relativă scăzută și vitezele mari ale vîntului contribuie la apariția fenomenelor de secetă. Vara seînregistrează cele mai mari temperaturi cu averse de ploi frecvente de scurtă durată cu fenomene de furtună. În rezultatul ploilor torențiale în ecosistemele fluviului Nistru pătrund scurgerile de pe toate terenurile adiacente inclusiv și cele arabile, modificînd conținutul elementelor biogene.

Conform [281] anul 2013 și 2014 se atribuie anilor secetoși. Scurgerea apei fluviului Nistru pentru anii 2013 și 2014 a constituit 75% din normă. De menționat faptul că, surgerea pe parcursul anilor în toate lunile a fost mai jos de normă și a oscilat de la 70-80 % în luna martie pînă la 90-110 %, în 2013 și de la 50-90% iar în luna martie scurgerea a scăzut pînă la 45%, în 2014.

Regimul hidrologic al fluviului Nistru și rîului Prut, în consecință formarea calității apei ca mediu de trai pentru hidrobionți în mod direct este condiționată de factorii fizico-geografici (poziția geografică, condițiile geologice, de relief și solurile), și factorii ecologici (în principal de condițiile climatice, gradul de acoperire cu vegetație, coeficientul de acoperire cu lacuri, bălți și mlaștini ș.a.), care au o dinamică mai accentuată în timp [279], ce se manifestă prin oscilații zilnice, sezoniere, anuale și multianuale a temperaturilor, chimismului ș.a. [247].

Sursele principale de alimentare a fluviului Nistru și rîului Prut sunt zăpezile și ploile, rolul apelor freatice fiind cu mult mai redus. Acest mod de alimentare cauzează nivelul maximal al fluviului și al afluenților lui în perioada de primăvară. Regimul alimentar în cea mai mare parte le alcătuiesc precipitațiile atmosferice. Iarna predomină alimentarea de sol a fluviului, primăvara – din zăpadă, vara și toamna – pluvială. În funcție de condițiile de alimentare, regimul scurgerii în diferite sectoare ale Nistrului și Prutului prezintă particularități specifice bine exprimate. Debitul maxim al fluviului Nistru este condiționat de doi factori: topirea zăpezii și ploile de vară-toamnă. În ultimii ani influența factorului antropic s-a exercitat tot mai acut asupra

regimului hidrological Nistrului, prin stocarea apei la Nodul Complex Hidroenergetic Dnestrovsk (CHE-1) și eliberarea apei în volume mici pe teritoriul Moldovei [235, 278].

Flora în bazinul hidrografic al Nistrului este reprezentată prin vegetație de stepă și silvostepă. Pădurile se întâlnesc tot mai rar, devenind tot mai puțin dese, crește cantitatea desigurilor de arbuști [247].

Sectoarele îmlăștinite din bazinul hidrografic al fluviului Nistru prezintă mlaștini de luncă, răspândite predominant în văile râurilor cum ar fi Răut (pe unele sectoare ale cursului mediu) și râului Bîc (în cursul inferior) de pe teritoriul Republicii Moldova [266, 278].

Mlaștinile nistrene au o suprafață de cca 320 km², aproximativ 30% din ele sunt transformate în terenuri arabile și gospodării piscicole, o parte din ele sunt păstrate ca locuri de reproducere naturală [231, 279].

Flora în bazinul Prutului, în regiunea de sud este constituită din vegetație palustră (de baltă) asociată cu cea acvatică, precum și comunități de lizieră cu ierburi înalte higrofile. Se întâlnesc specii mezofile și mezohidrofile de luncă. Pajiștile de altitudine joasă și cele panonice de loess sunt populate de specii xerofite și xeromezofite, mai puține de cele mezofile [4].

Poluarea și antropizarea bazinelor hidrografice investigate. Intensitatea proceselor de migrare a elementelor biogene precum și sporirea conținutului lor în apă în ecosistemele acvatice fluviului Nistru și râului Prut este supusă influenței factorului antropic. Presiunea antropică asupra apelor de suprafață din bazinul hidrografic al fluviului Nistru se face resimțită prin numărul total de locuitori în bazinul hidrografic al fl. Nistru (999 localități cu 31 999 200 locuitori) [247], și r. Prut (462 localități cu 798 700 mii locuitori) [17] și încărcarea organică generată de aceștea prin activitățile industriale și casnice cotidiene ce determină gradul înalt de poluare a ecosistemelor acvatice a fluviului Nistru și râului Prut [3, 58].

Activitatea antropică provoacă mărirea conținutului elementelor biogene în ecosistemele acvatice ale fluviului Nistru și râului Prut, îndeosebi a conținutului de fosfor și azot. Principalele surse de poluare cu fosfor provin din ramurile agricole (zootehnie, ș.a) precum și apele industriale și menajere. Conform [52] trei pătrimi din fondul funciar din bazinul hidrografic al fluviului Nistru, în limetele Moldovei, sunt terenuri agricole. O situație similară este și în bazinul hidrografic al râului Prut care se caracterizează printr-o regiune tipic agrară, terenurile agricole ocupînd aproximativ 76,8 % din suprafața lui [17].

Conform [15] în bazinul hidrografic al fluviului Nistru în perioada anului 2011 au fost evacuate în total 674,3 mln. m³ de ape reziduale dintre care 10,3 mln. m³ în r. Răut, 52,6 mln. m³ în r. Bîc și 0,5 mln. m³ în r. Botna.

Împreună cu apele afluenților de pe teritoriul Moldovei în fluviul Nistru pătrund cantități mari a compușilor organici ce se reflectă negativ asupra regimului hidrochimic și hidrobiologic. Sporirea conținutului elementelor biogene în apa fluviului Nistru provoacă dezvoltarea ambudentă a plantelor acvatice [277], dispariția și scăderea productivității grupelor principale de hidrobionți cu predominarea speciilor indicatoare de poluare cu substanță organică.

Problema poluării ecosistemelor acvatice fluviului Nistru și râului Prut, poate fi determinată de lipsa stațiilor de epurare în unele localități sau de ineficiența ieșurării apelor reziduale care au un efect imediat asupra calității apei. Conform [32] prin afluentul său – r. Bîc, în fluviul Nistru nimeresc ape uzate sau insuficient tratate de la stațiile de epurare Călărași, Strășeni, Chișinău, Anenii Noi ce se caracterizează cu un conținut sporit de ioni de amoniu, nitrit, nitrați, detergenți, metale grele precum și cu cel mai redus conținut de oxigen ce poate provoca peirea multor specii de hidrobionți. Autorul indică că, numai din or. Strășeni, în mediul natural sunt pompate zilnic 800 m^3 ape uzate neepurate care nimeresc apoi în lacul de acumulare Ghidighici, zonă de agrement pentru populație, pescuit, apa fiind utilizată parțial pentru irigarea culturilor agricole; din s. Bulboaca, prin stația de epurare care deservește și r. Anenii- Noi nimeresc cca $115000 \text{ m}^3/\text{anual}$ ape neepurate. Tot în această zonă calitatea apei este supusă impactului negativ în rezultatul activităților complexelor de porcine ÎCS “Funny Pig” SRL (s. Chirca), SRL “Pucoven” (s. Roșcani).

Același tip de presiune antropică este observată și în bazinul hidrografic al r. Prut, în care nimeresc volume mari de apă uzate netratate ale orașelor (Ungheni, Cahul, Leova etc.) care dețin un sistem de aprovizionare cu apă dar nu dispun de sisteme de canalizare și stații de epurare [17]. Volumul mare al apelor uzate evacuate atribuite unor localități depinde și de prezența întreprinderilor industriale (fabrici de zahăr, ide vinuri, combinte de panificație ș.a.).

Poluarea apelor este determinată și de depozitarea deșeurilor în locurile neautorizate, pe malurile râuleților, pe terenurile agricole ș.a. care în timpul precipitațiilor sunt răspândite și care pot agrava mai mult starea calității apei precum și starea ecosistemelor acvatice ca mediu de trai al hidrobionților.

Una din problemele strigente atât cu pericol de poluare a mediului cât și pentru sănătatea populației sunt depozitele de pesticide inutilizabile de pe teritoriul Republicii Moldova, amplasate atât în bazinul hidrografic al fluviului Nistru (or. Călărași – 97,5 tone substanțe solide și 1,9 tone substanță lichidă; s. Calfa, Anenii - Noi – 5 tone de pesticide) cât și a r. Prut (s. Slobozia Mare, Cahul) [32].

O altă activitate antropică, care pe parcursul anilor a condus la schimbări esențiale în regimul hidrochimic al fl. Nistru și r. Prut cu schimbări esențiale asupra calității apei precum și

asupra comunităților de hidrobionți au fost construcțiile hidrocentralelor Dubăsari (1954), în sectorul mediu al Nistrului și Novodnestrovsk (1991) la hotarul cu poarta de intrare a Nistrului pe teritoriul Republicii Moldova și cea de la Costești – Stînca pe r.Prut (1978) [54, 58].

În ultimii ani, devine tot mai acută problema abundenței macrofitelor în unele sectoare ale fluviului Nistru ce duce la creșterea gradului de eutrofizare a fluviului [277]. Problema eutrofizării este actuală și pentru ecosistemele fl.Nistru și r.Prut [73, 76, 77].

1.4. Concluzii la capitolul 1

1. Sunt analizate și sistematizate surse științifice pe tematica investigațiilor realizate care dovedesc actualitatea și importanța cercetării migrației elementelor nutritive în mediul acvatic.
2. Sunt structurizate rezultatele cercetărilor hidroecologice ale ecosistemelor acvatice din Republica Moldova privind problemele actuale pentru investigarea și valorificarea resurselor acvatice în țară și actualizarea investigațiilor realizate în cadrul realizării monitoringului elementelor nutritive.
3. Este argumentată aprecierea stării ecologice a ecosistemelor acvatice care este imposibilă fără evaluarea factorilor fizico-geografici și a nivelului de impact a poluării mediului în regiunea de cercetare.
4. Un aspect important îi revine metodologiei de monitorizare și metodelor de cercetare și aprecierea calității apelor și stării ecologice a ecosistemelor acvatice.

Reieșind din relatarea cercetărilor efectuate atât în țară cât și peste hotarele ei putem menționa că efectuarea cercetărilor în domeniu rămân a fi importante în continuare, dat fiind faptul că numai în rezultatul efectuării unui studiu complex al migrației macro- și microelementelor nutritive prin studierea grupelor principale de hidrobionți implicate în circuitul lor ne va permite evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice și valorificarea lor durabilă.

Scopul lucrării constă în cercetarea complexă a dinamicii migrației și rolului macroelementelor biogene (compușii azotului, fosforului, siliciului) și microelementelor nutritive (selen, cobalt, mangan, fier) în ecosistemele acvatice ale fluviului Nistru și râului Prut, ținând cont de complexul factorilor naturali și antropici și vizînd aspectele de monitorizare și valorificare durabilă a resurselor acvatice.

Realizarea scopului determinat a preconizat trasarea următoarelor **obiective**:

- Cercetarea migrației și evaluarea rolului compușilor de azot (ioni de amoniu, nitrit și nitrat, azot mineral, organic și total), compușilor fosforului mineral și organic, siliciului în ecosistemele fluviul Nistru și râului Prut;
- Stabilirea legităților și nivelului de acumulare a microelementelor nutritive (Se, Co, Mn, Fe) în plante, nevertebrate bentonice, pești și determinarea importanței lor în sporirea productivității piscicole;
- Evaluarea rolului factorilor naturali și antropici în migrația și transformarea raportului dintre compușii elementelor biogene, în special a azotului și fosforului, în funcționarea ecosistemelor acvatice investigate;
- Determinarea coeficientului de acumulare și rolul unor specii de hidrobionți în procesul de migrație a elementelor biogene;
- Estimarea calității apei în baza elementelor biogene;
- Elaborarea recomandărilor practice privind monitorizarea, sporirea productivității și valorificarea durabilă a ecosistemelor acvatice.

2. MATERIALE ȘI TEHNICI ANALITICE DE CERCETARE

2.1. Obiectul de studiu și schema amplasării stațiilor de prelevare a probelor

În calitate de obiecte de studiu au fost alese fluviul Nistru și râul Prut, ambele fiind râuri transfrontaliere.

Fluviul Nistru se încadrează printre cele mai importante 9 cursuri de apă din Europa și este unul dintre cele mai interesante râuri din regiune, trece pe teritoriul a două țări, Moldova și Ucraina și se deversează în Marea Neagră. Fiind cea mai mare arteră fluvială, Nistrul este sursa primară de apă potabilă pentru mai mult de un milion de oameni. După dimensiunile sale, Nistrul este al doilea râu de pe teritoriul Ucrainei asigurând cu apă potabilă 2,6 milioane de oameni din orașul Odessa [19, 58].

Fluviul Nistru izvorăște din Carpații Ucraineni, adunându-și apele din izvoarele ce ies la suprafață de pe versantul de nord-vest al muntelui Rozluci lângă satul Volcie. Lungimea totală a fluviului este de 1352 km (debit anual de cca 10 km³/an). Pe teritoriul Ucrainei parcurge o distanță de aproximativ 700 km apoi intră în spațiul Republicii Moldova în comuna Naslavcea și parcurge pe teritoriul țării o distanță de 652 km și se varsă în limanul Nistrului din Marea Neagră, la 35 km spre nord-vest de or. Odesa. Una din particularitățile hidrografice a bazinului fluviului Nistru este lipsa afluenților mari și numărul mare a afluenților mici [15].

Suprafața totală a bazinului hidrografic al fl. Nistru se întinde sub forma unei fișii a cărei lățime nu întrece 100 km și ocupă o suprafață 72 100 km² (partea dreaptă 31 000 km² și cea de stînga 41 000 km², inclusiv pe teritoriul Republicii Moldova – 19070 km² [15].

În bazinul fluviului Nistru, în total sunt 16890 afluenți de diferit ordin (cu lungimea totală de 42 761 km). Predomină râurile mici cu lungimea de pînă la 10 km (16 294 râuri cu lungimea totală de 26 164 km); 449 râuri cu lungimea 10-25 km, 86 - 26-50 km, 45 – 51-100 km; 15 – de la 101 pînă la 300 km [278].

Pe teritoriul Republicii Moldova, rețeaua hidrografică a fl. Nistru cuprinde 1 686 râuri. Densitatea rețelei hidrografice, în limitele Republicii Moldova alcătuiește 0,46 km/km². Pe teritoriul Republicii Moldova, în fluviul Nistrul, se varsă 90 de afluenți cu o lungime de 10 km fiecare (lungimea totală constituind 325 km) [278].

În limitele Republicii Moldova, bazinul hidrografic al fluviului Nistru ocupă 59% din teritoriul țării, dintre care cca 75% din suprafața bazinului fluviului Nistru le revin podișurilor: podișurile Podoliei, Moldovei de Nord cu altitudini absolute de cca 280-300 m, Ciulucurilor și Nistrului de cca 320-350 m și podișul Moldovei Centrale – Codrilor, cu valori de altitudine care

uneori întrec valoarea de 400 m altitudine. Bazinul hidrografic al Nistrului străbate și stepa Bălțului, ce se caracterizează prin spațiu relativ neted și puțin deluros [214].

Bazinul hidrografic al Nistrului, pe teritoriul Republicii Moldova dispune de o mulțime de lacuri de acumulare (îndeosebi bazinul hidrografic al r. Răut ș.a. [156].

Arbitrar, fluviul este împărțit în trei sectoare: Superior, Mijlociu și Inferior [15].

1. Cursul superior – de la izvor pînă la s.Nijnee
2. Cursul mijlociu – de la s. Nijnee pînă la or. Dubăsari
3. Cursul inferior – de la or. Dubăsari pînă la gura de vărsare.

În acest sens, teritoriul Republicii Moldova este amplasat în limitele Nistrului Mijlociu și Inferior. Conform [279], zona Nistrului Mijlociu cuprinde bazinul hidrografic al râurilor mici și bazinul hidrografic al râului Răut (totalmente amplasat pe teritoriul Moldovei), care, arbitrar, în limitele Republicii Moldova, este limitat de lacul de acumulare Dubăsari, de la care în aval este considerat deja zona Nistrului Inferior.

În cursul **mijlociu** - Nistrul străbate podișul Volâno-Podolic și Podișul Nistrului. Aici Nistrul devine un fluviu mare.

Pe teritoriul Republicii Moldova de la s.Naslavcea pînă la or. Dubăsari, valea Nistrului își păstrează forma de V latin, mărindu-și lățimea pînă la 3 km. Acest sector se caracterizează prin versanți abrupti fiind urmați de cei cu înclinare medie și domoli, construiți din calcare și șisturi argiloase cu o cuvertură din argile și argile nisipoase. Din loc în loc pantele înalte sunt intersectate de defileurile adînci ale râulețelor ce se varsă în albia Nistrului. Albia râului este mai puternic meandrată decît în cel superior, lungimea meandrelor atîngînd 12-15 km. Ramificații sunt puține. Curios este și faptul că în acest sector Nistrul aproape că nu primește nici un afluent din dreapta, din stînga, însă se varsă Zolotaia, Lipa, Siret, Smotrici, Murafa, Ocnița, Camenca, Beloci, Molochiș, Ocna, Râbnița, Iagorlâc ș.a. [15].

În cursul său **inferior** - în aval de orașul Dubăsari, Nistrul intră în șesul Mării Negre. În aval de orașul Tighina fluviul curge lin spre Marea Neagră, formînd o mulțime de brațe, unde se evidențiază brațul Turunciuc, prin care se scurge o treime din apa fluviului [26].

Afluenții principali din cursul inferior al Nistrului sunt Răutul, Ichelul, Bâcul, Botna - din dreapta și Comarovca Mare, Cuciurgan, Tașlâc - din stînga.

În cursul inferior albia râului este foarte instabilă și foarte șerpuitoare. La 1 km în aval de s. Cioburciu, la 148 km de la gura de vărsare, Nistrul, în rezultatul cutremurului din 1838 [12] se bifurcă în br. Turunciuc cu o lungime de 58 km, care apoi se varsă în Nistru prin lacul Beloe, la 21 km de gura râului, lîngă s. Beleaevka. Lungimea br. Turunciuc este de cca 70 km. Prin brațul Turunciuc se scurge o treime din apa fluviului.

Albia râului este șerpuitoare, slab ramificată, cu lățimea de 34-270 m, și adâncimea de 5-7 m, uneori 10-13 m, spre gura de vărsare adâncimile scad pînă la 2-4 m. Patul albiei este nisipos și mîlos, malurile abrupte, constituite din argile nisipoase. Lățimea râului pînă la bifurcarea br. Turunciuc este de 50-100 m, maximă de cca 600 m în dreptul satului Beleaevka. Aici adâncimea râului poate fi de la 1,6 m pînă la 8 m, iar în unele locuri chiar și 10-12 m, lîngă s. Purcari. Patul albiei este neuniform, pînă la or. Bender nisipo-argilos, în cel nisipo-mîlos, la debușare în liman – nisipo-argilos, acoperit cu un strat gros de nămol. Malurile râului sunt abrupte, cu înălțimea de 3-6 m, argiloase și nisipo-argiloase cu plaje nisipoase.

În aval de s. Maiaci de la fluviul Nistru se desprinde canalul Turunciuc - construit artificial pe o lungime de cca 100 m și o adîncime de 9-10 m. Astfel Nistrul nîmerește în liman prin brațe – Nistru propriu zis și canalul Turunciuc [214].

Prutul este al doilea rîu după mărime din Republica Moldova formînd granița cu România și parțial cu Ucraina, a cărui bazin hidrografic este transfrontalier și este unul dintre principalii afluenți ai fluviului Dunărea.

Din suprafața totală a bazinului, 28% se află pe teritoriul Republicii Moldova, 33% pe teritoriul Ucrainei, iar 39% pe teritoriul României [17]. Lungimea râului este de 967 km, cu suprafața totală a bazinului de recepție – 27540 km², inclusiv pe teritoriul republicii – 7990 km². Izvorul râului se află în Carpații Păduroși din Ucraina, pe versantul sud-vestic al muntelui Hoverla, la o altitudine de peste 2000 m, curge spre est și se revărsă în fluviul Dunăre, lîngă Reni, la est de orașul Galați.

Principalii afluenți ai Prutului, pe teritoriul Republicii Moldova sunt r. Camenca, r. Ciuhur, r. Racovăț, r. Gîrla Mare, r. Nîrnova, r. Lăpușna și r. Sărata ș.a. În limitele Republicii Moldova, bazinul Prutului este constituit din roci sedimentare de vîrstă neogenă, cretacică și siluriană.

Solurile sunt predominant cernoziomice. Pe cursul său superior este un rîu tipic de munte cu curenți furtunoși cu praguri și cu cascade iar pe teritoriul Republicii Moldova devine domol cu maluri nu prea înalte [280]. În limitele Republicii Moldova bazinul râului Prut este situat în limitele Podișului Moldovei. Topografic poate fi împărțit în trei clase: terenuri cu o altitudine mare (250-300m), medie (200-250) și joasă (pînă la 60 m) [15].

Conform [17] în bazinul hidrografic Prut locuiesc cca 22,4% din populația totală a țării și respectiv, terenurilor arabile le revin 52,5% din suprafața sa, ceea ce presupune captarea apei din rîu precum și pătrunderea compușilor de azot și fosfor în rezultatul utilizării îngrășămintelor. Clima este de temperat-continentală fiind caracterizată în ultimii ani cu cantități mici de zăpadă în timpul iernii, precipitații reduse și temperaturi atmosferice ridicate în timpul de vară.

Bazinul râului Prut are o climă temperat continentală, cu ierni scurte, calde cu puțină zăpadă, cu veri lungi, fierbinți și precipitații reduse. Fiind un râu de munte, poate provoca inundații puternice, așa cum a fost în anul 2010. Cantitățile minime ale precipitațiilor revin perioadei rece a anului, iar cele maxime au fost înregistrate pe parcursul lunilor calde ale anului [281].

Râul Prut are un debit de apă de cca 2,9 km³ fiind determinat de caracterul alimentării și regimul hidrologic. Precipitațiile atmosferice reprezintă sursa principală de alimentare [53]. Pentru unii ani, pe teritoriul republicii sunt caracteristice viiturile catastrofale datorită ploilor abundente care se formează în regiunea carpatică.

Schema amplasării obiectelor studiate și a stațiilor de prelevare a probelor

Stațiile de colectare a probelor hidrochimice și a materialului hidrobiologic pe fluviul Nistru și lacul de acumulare Dubăsari sunt: Naslavcea, Vălcineț, Soroca, Camenca, Erjovo, Goieni, Cocieri, Vadul-lui-Vodă, Varnița, Sucleia, Palanca. Iar stațiile de colectare pe râul Prut sunt: Braniște, Scueni, Leușeni, Leova, Gotești amonte, Gotești aval, Cahul, Cîșlița-Prut și Giurgiulești (Figura 2.1).



Fig. 2.1. Punctele de colectare a probelor hidrochimice și hidrobiologice

R.Prut—**B**- Braniște, **S**- Scueni, **L**- Leușeni, **Lv**- Leova, **Go**- Gotești, **C** - Cahul, **CP**- Cîșlița – Prut, **G**- Giurgiulești; Fl.Nistru—**N**- Naslavcea, **V**-Vălcineț, **S**-Soroca, **C**-Camenca, **E**- Erjovo, **G**- Goieni, **Co**- Cocieri, **Vv**- Vadului Vodă, **V**- Varnița, **Su**-Sucleia, **P**-Palanca.

Între anii 2009-2015 pentru evaluarea proceselor de migrare a elementelor nutritive, evaluarea calității apelor în ecosistemele fluviului Nistru, râului Prut, probele de apă, depunerile subacvatice și probele hidrobiologice au fost colectate în limitele Republicii Moldova. Punctele de colectare au fost alese astfel încât să permită aprecierea influenței surselor de poluare provenite din diferite localități. S-a urmărit stabilirea influenței poluanților evacuați asupra calității apei. Punctele de prelevare au întrunit calitatea unor staționare, probele fiind luate mereu din același loc și conform aceeași metode.

2.2. Metodologia și tehnici analitice de investigație

La baza cercetărilor au fost puse și datele multianuale a Laboratorului de Hidrobiologie și Ecotoxicologie ce caracterizează conținutul elementelor biogene în ecosistemele investigate.

Ritmul recoltării a fost o dată pe lună timp de șapte ani consecutiv 2009-2015, cu excepția lunilor de iarnă când recoltarea probelor a fost dificilă datorită condițiilor climatice. Numai în anii 2013 și 2014, colectarea probelor din r. Prut a fost efectuată lunar. Materialul expedițional a inclus 410 probe de apă, 47 probe de depuneri subacvatice, 305 probe de hidrobionți.

Toate analizele de laborator a indicatorilor investigați, autoarea s-a străduit să le întreprindă în termen de 24 de ore de la recoltarea probelor. Determinările au fost efectuate în cadrul Laboratorului de Hidrobiologie și Ecotoxicologie.

Recoltarea probelor de apă au fost efectuate conform cerințelor stipulate în standardele moldovenești [43, 44, 45]. Recoltarea probelor de apă pentru analiza fizico-chimică s-a făcut în vase de polietilenă închise ermetic.

În scopul efectuării monitoringului calității apei de suprafață au fost utilizate metodele unanim acceptate în hidrochimie [212, 263] precum și standardele Republicii Moldova adaptate la standardele ISO [38, 39, 40, 41, 42, 46]. Determinarea conținutului elementelor biogene a fost efectuată prin metodele spectrofotometrice la Spectrofotometru T80 UV/VIS, Specord 210 AnalyticJena cu set sftware. Evaluarea calității apei din ecosistemele acvatice investigate a fost efectuată ținând cont de cerințele Regulamentului cu privire la cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață aprobat prin HG nr. 890 din 22.11.2013 [34].

Metoda colorimetrică de determinare a *ionilor de amoniu* (N-NH_4^+) are la bază reacția cu reactivul Nessler, care se tratează cu sarea Seignette (tartrat de potasiu-sodiu). Intensitatea culorii galbene este măsurată la spectrofotometru cu lungimea de undă 400 nm. Metoda spectrofotometrică de determinare a *nitriților* (N-NO_2^-) se bazează pe reacția cu reactivul Griss

în rezultatul căreia se obține un compus de culoare roșie specifică. Intensitatea culorii este măsurată la spectrofotometru la lungimea de undă de 540 nm. Metoda de determinare a *nitraților* se bazează pe SM SR ISO 7890-3:2006 [46], prin obținerea unui compus de culoare galbenă prin reacția acidului sulfosalicilic cu azotatul urmată apoi de tratarea cu soluție alcalină. Conținutul de azot organic în apele de suprafață a fost determinat sub formă de amoniac după descompunerea compușilor organici din proba analizată fiind supusă încălzirii termice cu acid sulfuric concentrat și sub acțiunea catalizatorului a unei sări de mercur.

Determinarea ortofosfaților se bazează pe reacția lor cu molibdatul de amoniu în mediu acid cu formarea fosfomolibdatului de amoniu, care ulterior sub acțiunea soluției destaniu formează un complex de culoare albastră, intensitatea culorii căruia este determinată spectrofotometric la lungimea de undă de 670 nm [42]. Determinarea siliciului se bazează pe reacția cu molibdatul de amoniu în mediu acid cu obținerea unui compus de culoare galbenă, intensitatea culorii este determinată spectrofotometric la lungimea de undă de 400 nm.

Tehnici analitice de determinare a microelementelor. Mostrele de apă au fost filtrate nemijlocit în situ sau în primele 12 ore prin filtre cu diametrul porilor de 0,45 microni, pentru înlăturarea suspensiilor, apoi la 50 ml de apă s-au adăugat 0,5 ml de acid azotic concentrat de calitate (HNO₃ conc.). Digestia probelor de apă s-a efectuat prin utilizarea termoblocului "HotBlock SC 151", conform [44]. Volumul probei se evaporă până la 5-6 ml, se adaugă 1 ml soluție de scandiu cu T_{Sc}=100 mg/L (standard intern) și se aduce la volum de 10 ml cu apă purificată.

Digestia mostrelor de material biologic s-a efectuat la sistemul de pregătire a probelor cu microunde SpeedWave four SW-4 (Berghof, Germania), conform indicațiilor [141]. Condițiile de pregătire a probelor constă în ceea ce la 0.05-0.1 gr de probă biologică se adaugă acid azotic concentrat sau amestec de acid clorhidric (HCl) și acid azotic (HNO₃) în raport de 3:1 și se tratează cu microunde la presiunea 100 bar și temperatura 150°C timp de 15-22 de minute, în dependență de natura probelor, vegetale, animale sau depuneri. După digestie acestea se filtrează prin filtru de sticlă, se trec cantitativ în baloane cotate, se adaugă 1 ml soluție de scandiu cu T_{Sc}=100 mg/L (standard intern) și se aduce la cotă cu apă purificată.

Pentru cuantificarea multielementală s-a utilizat spectrometrul "Thermo Scientific iCAP 6200 Duo" cuplat la un calculator cu soft instalat "iTEVA iCAP Software" versiunea 2.8.0.97 (Thermo Fisher Scientific, United Kingdom). Condițiile optime de analiză și parametrii de soft au fost: a) pulverizarea directă în plasmă (cca. 9000 K); b) citirea datelor spectrale care s-a realizat în regim *Auto*. Lungimile de undă și limitele de cuantificare au fost selectate urmînd cerințele [39]. Calibrarea spectrometrului s-a efectuat respectînd cerințele standardului [47].

O bună parte de mostre au fost analizate prin metoda de absorbție atomică cu atomizator electrotermic cu cuvă de grafit HGA 900, prin utilizarea spectrofotometrului AAnalyst 400 compus cu accesorii de preluare a mostrelor de analizat automatizat AS-800 în conformitate cu metoda [40].

Probele de depuneri subacvatice și hidrobionți au fost colectate conform îndrumarului [263] și standardelor modovenești [21, 43], fiind colectate în același timp și de la aceleași stații de colectare. Depunerile subacvatice au fost colectate cu ajutorul benei Petersen, ținând cont că, conținutul de bază a formelor mobile a elementelor biogene (93-99%) din ecosistemele acvatice se află la adâncimea de 10-15 cm de la suprafața stratului de sedimente [80]. Determinarea conținutului elementelor biogene în sedimentele acvatice a parcurs câteva etape și anume extracția ionilor în soluția apoasă urmată ulterior de măsurarea conținutului lor prin metode spectrofotometrice. În condiții de laborator, probele cu depuneri subacvatice au fost supuse centrifugării la 2 000 rotații, timp de 30 minute. Soluția centrifugată obținută a fost filtrată, în care ulterior, a fost determinat conținutul elementelor biogene la fel ca în probele de apă. Probele de depuneri subacvatice au fost prelucrate în stare proaspătă „umede” și nu uscate la aer, în așa fel are loc minimalizarea erorilor asociate cu pierderile la uscare.

În determinarea conținutului de fosfor în probele de hidrobionți au fost parcurse câteva etape. Inițial în probele de hidrobionți au fost determinate speciile și grupate pe grupe de vîrstă, au fost curățite (în cazul moluștelor) și clătite bine cu apă bidistilată, zvîntate pe hîrtie de filtru și cîntărite cu mare precizie, apoi au fost uscate în termostat la temperatura de 105° C pînă la greutatea constantă. Pentru a fi supuse analizelor chimice, probele cu hidrobionți au fost mărunțite pînă la obținerea unei pulbere omogene. Pentru determinarea azotului a fost luată cantitatea de 0,005 g probă biologică, iar la determinarea fosforului cîte 0,01 g. În ambele cazuri probele biologice au fost supuse arderii umede, în cazul azotului cu acid sulfuric (H_2SO_4), iar în cazul fosforului cu amestec de acid sulfuric (H_2SO_4) și azotic (HNO_3) în raport de 2:1. În unele specii de moluște a fost determinat conținutul elementelor biogene atît în cochilie cît și separat, în țesuturile moi.

Determinarea conținutului de fosfor au fost efectuate în următoarele specii de macronevertebrate bentonice: *Fagotia acicularis* (Ferussac, 1823), *Theodoxus fluviatilis* (Linnaeus, 1758) și *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771).

La efectuarea cercetărilor, de la colectarea probelor pînă la îndeplinirea analizelor de laborator am utilizat echipamentul Laboratorului de Hidrobiologie și Ecotoxicologie: echipamentul destinat efectuării expedițiilor (bena Petersen, termometru, canistre, aparat foto ș.a, Spectrofotometrul T80 UV-VIS, Specord 210 AnalytikJena, sistemul de distilare Kjeldal,

balanța analitică Kern, centrifugă, pipete, ș.a.). Rezultatele obținute au fost analizate statistic utilizând sistemul de operare Excel 2010, Statistica-10.

2.3. Concluzii la capitolul 2

1. Sunt descrise detaliat ecosistemele acvatice investigate cu amplasarea punctelor de colectare a materialului hidrochimic și hidrobiologic.
2. Colectarea și prelucrarea analitică în laborator și situ s-a realizat în conformitate cu metodologia și tehnicile de laborator adaptate la standardele ISO și prin utilizarea echipamentului performant.
3. Aspectele metodologice de colectare, prelucrare, determinare a compușilor elementelor biogene și a microelementelor nutritive au fost sistematizate și incluse în 2 lucrări științifico-metodice privind monitoringul complex al ecosistemelor acvatice, publicate în 2015 [21, 31].

3. DINAMICA, MIGRAȚIA ȘI ROLUL COMPUȘILOR DE AZOT, FOSFOR ȘI SILICIU ÎN ECOSISTEMELE FL.NISTRU ȘI R.PRUT

Rolul important al compușilor de azot, fosfor și siliciu în funcționarea ecosistemelor acvatice în special la decurgerea proceselor producțional - destrucționale precum și în menținerea activităților vitale a grupelor de hidrobionți este indiscutabil. Concentrațiile optime ale compușilor de azot și fosfor în ecosistemele acvatice contribuie la sporirea producției grupelor principale de hidrobionți: fitoplancton, zooplancton, bentos. Pe de altă parte, influența diferitor factori îndeosebi cel antropic asupra conținutului compușilor de azot și fosfor, deseori modifică statutul trofic, micșorează intensitatea proceselor de mineralizare, determină calitatea apei a ecosistemelor acvatice investigate, ș.a.

3.1. Dinamica migrației și rolul compușilor de azot în fl. Nistru și r. Prut

Azotul este unul din cele mai importante elemente biogene, în mod esențial influențează asupra productivității biologice în ecosistemele acvatice. În concentrații optime sporește producția fitoplanctonului, fitobentosului și a macrofitelor. Deficitul azotului mineral duce la scăderea intensității fotosintezei plantelor. În același timp, pătrunderea în exces a compușilor de azot deseori servește ca sursă de poluare a ecosistemelor acvatice [127, 128, 168].

Compușii azotului au un rol cheie în evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice, de aceea determinarea conținutului lor reprezintă o parte integrantă a monitoringului apelor naturale. Concentrațiile azotului, îndeosebi a nitraților, în apele naturale depind de mulți factori, inclusiv poziția geografică, perioada sezonieră, situația hidrologică, sursa poluărilor etc.

În ecosistemele acvatice concentrația acestui element depinde de intensitatea pătrunderii lui și de caracterul proceselor biochimice din bazinele acvatice [81, 82]. Principalele surse naturale de pătrundere a azotului în ecosistemele acvatice sunt: precipitațiile atmosferice, compușii organici și anorganici de origine alohtonă și fixarea moleculară a azotului [98, 107, 250]. Însă prezența azotului în apă este reglată nu numai de procesele de pătrundere dar și de utilizarea lui de către hidrobionți și managementul ecosistemelor acvatice [127, 146, 154, 168].

Unii cercetători consideră că sursa de bază intrabazinală a ionilor de amoniu reprezintă mineralizarea compușilor organici atât din stratul de apă cât și din depunerile subacvatice. În lucrarea [230] este dovedit că 40-50% de azot ce a pătruns prin procesul de sedimentație în sediamentele subacvatice se mineralizează până la amoniu. În plus o sursă naturală de pătrundere a ionilor de amoniu în apă sunt produșii metabolici ai hidrobionților.

Circuitul azotului în natură se desfășoară pe parcursul a mai multor etape care implică desfășurarea unor multiple activități biochimice, unele se desfășoară în condiții de anaerobioză iar altele în aerobioză [89, 133]. Calitatea apei unui ecosistem acvatic în cea mai mare parte depinde de procesele de azotfixare și de denitrificare atât în stratul de apă cât și în sedimentele subacvatice. În ultimii ani cercetarea ciclului azotului în hidrosferă a căpătat un aspect important din punct de vedere practic. Circuitul azotului reprezintă în sine un proces de reacții consecutive de transformare a diferitor forme ale azotului datorită activității microbiene. În circuitul azotului se disting următoarele etape:

Fixarea azotului molecular, N_2 – reprezintă un proces de acumulare, de completare a ecosistemului cu azot. Azotul molecular atmosferic, poate fi fixat în apă de către bacteriile genului *Azotobacter*, *Clostridium*, actinomicetele genului *Frankia*, algele cianobacteriene și bacteriile simbiotice genului *Rhizobium*. Fixarea azotului poate fi realizată de către organismele autotrofe și heterotrofe atât în condiții aerobe cât și anaerobe, și anume cele care posedă enzima nitrogenaza [73]. Toate aceste microorganisme posedă un mecanism biochimic asemănător de fixare al azotului molecular. Acest proces mai este numit și fixarea biologică a azotului [189]. Organismele azotfixatoare asigură ecosistemele acvatice cu sursă naturală principală cu azot.



Amonificarea – proces fermentativ, de descompunere a substanțelor organice sub influența bacteriilor pînă la formarea amoniacului liber (NH_3). Participă în special microorganismele anaerobe, facultativ anaerobe (*Bacillus*, *Proteus*), obligatorii anaerobe (*Clostridium putrificum*) precum și unele specii de ciuperci microscopice. La această etapă, formele azotului cu gradul de oxidare +4 și +5 are loc reducerea azotului pînă la nivelul de oxidare -3. Este una din cele mai importante etape în circuitul azotului în natură pe contul căreia are loc îmbogățirea solurilor, depunerilor acvatice și apei cu forme ale azotului ușor asimilabile [218, 254]. Are loc descompunerea proteinelor pînă la aminoacizi cu formare de NH_3 , H_2S , CO_2 , acizi organici, amine. Etapa amonificării este importantă în inițierea proceselor de mineralizare și a descărcării organice a ecosistemului în întregime [246, 255].

Nitrificarea – amoniacul produs în etapa de amonificare, sub influența microorganismelor din genurile *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, *Nitrozococcus*, *Nitrosolobus* este oxidat pînă la ion – nitrit. În cea de-a doua fază ionii - nitrit sub influența microorganismelor *Nitrobacter*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* se oxidează pînă la nitrat – ion [27, 226]. Acidul azotos (HNO_2) format în prima fază se oxidează pînă la acid azotic care reacționînd cu ionii de K^+ și Na^+ formează nitrații. Nitrificarea joacă un rol important în circuitul azotului în natură, sfîrșind procesul de mineralizare a substanței organice în ecosistemele acvatice. Asimilarea azotului de către

hidrobionții vegetali este posibilă numai după transformarea compușilor organici în sărurile acidului azotic și amoniu [27, 254].

Denitrificarea - procesul prin care are loc reducerea azotului nitric până la azot molecular, încheindu-se în acest mod circuitul azotului. Participă bacteriile genului *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Paracoccus* ș.a Acest proces este catalizat de fermenții reductazei. Astfel denitrificarea încheie ciclul azotului [81, 83, 262]. Totodată procesul de denitrificare este considerat unicul proces biochimic ce duce la însărăcirea ecosistemului acvatic cu azot, jucînd un rol nemijlocit important în procesele de autoepurare a apei.

Ionii de amoniu (N-NH_4^+). În apele de suprafață nepoluate sursele ionilor de amoniu sunt procesele degradării chimice a substanțelor proteice, transformarea aminoacizilor, procesele metabolice, cît și peirea hidrobionților, în deosebi a fito- și bacterioplanctonului. Ionii de amoniu sunt asimilați de plante în timpul fotosintezei și pot fi oxidați în nitriți sau nitrați [182].

Sursele antropogene principale ale ionilor de amoniu sunt fermele animaliere, apele reziduale menajere, scurgerea de suprafață, de pe terenurile agricole și de asemenea, apele reziduale ale întreprinderilor industriei alimentare, chimice, cocsochimice, cea a lemnului [140, 192]. De aceia prezența ionilor de amoniu în cantități sporite în apele naturale reprezintă un indicator precis al unei poluări recente a apei cu compuși organici de natură proteică.

CMA pentru apele de suprafață alcătuiește 2,0 mg/l, iar pentru gospodăriile piscicole – 0,05 mg/l, sau în apele de suprafață nepoluate concentrația ionilor de amoniu, de obicei alcătuiește sutimi de mgN/l și rar crește pînă la concentrația de 0,5 mgN/l [68]. La pești, prezența ionilor de amoniu în concentrație de 1 mg/l în mediul acvatic scade capacitatea hemoglobinei de a lega oxigenul. Ca semne de intoxicație a peștilor poate servi starea lor de excitație, tremur ș.a. Mecanismul intoxicației constă în excitarea sistemului nervos central, paralizia epiteliului branhial, hemoliza eritrocitelor. Toxicitatea amoniului crește odată cu creșterea pH-ului apei (Tabelul 3.1.).

Tabelul 3.1. Variația amoniacului liber și al ionului de amoniu în funcție de valoarea pH-ului
(Sursa: Diudea M., 1986. p.43)

Valoare pH	6	7	8	9	10	11
NH_4^+ (%)	100	99	96	75	22	4
NH_3^+ (%)	0	1	4	25	78	96

Astfel, în dependență de valoarea pH-ului și a temperaturii, azotul amoniacal poate fi sub forma ionului de amoniu (NH_4^+), ce se caracterizează printr-o toxicitate redusă sau sub formă de

ammoniu liber (NH_3) cu o toxicitate sporită. Anume în formă neionizată amoniul prezintă un factor agresiv limitativ pentru biocenozele acvatice [16].

Conținutul crescut al ionilor de amoniu poate fi folosită în calitate de indicator ce reflectă înrăutățirea stării sanitare a ecosistemului acvatic, a unui proces de poluare a apelor de suprafață precum și a celor subterane, în primul rând cu apele menajere și cele animaliere.

În apele de suprafață nepoluate conținutul ionilor de amoniu înregistrează concentrații foarte mici. În mod natural, sporirea conținutului ionilor de amoniu poate fi observată în perioada de toamnă – iarnă, ca rezultat al descompunerii rămășițelor biologice [73, 77]. Micșorarea conținutului ionilor de amoniu se petrece primăvara și vara ca rezultat al asimilării intense de către plante în procesul de fotosinteză.

Dinamica multianuală a conținutului ionilor de amoniu în apa fluviului Nistru, conform materialelor Laboratorului de Hidrobiologie și Ecotoxicologiei al Institutului de Zoologie, AȘM, în perioada anilor 1981-1985 a variat într-un diapazon foarte vast de la 0,04 până la 2,05 mgN/l, alcătuind media pe acești ani de $0,77 \pm 0,39$ mgN/l. Cercetările anterioare indică că în apa fluviului Nistru, în anii 1981, 1982 și 1983, conținutul ionilor de amoniu au alcătuit cea mai mare parte din conținutul azotului mineral [278].

Rezultatele indică că, în anii 1982-1983, conținutul ionilor de amoniu în apa fluviului Nistru a depășit de 17 ori conținutul ionilor nitrit - N-NO_2^- și de 1,1 ori conținutul ionilor nitrat (N-NO_3^-). Acest raport indică starea de poluare intensă din acea perioadă.

În perioada anilor 1986-1992 valoarea minimă și maximă a ionilor de amoniu a fost cuprinsă în intervalul de la 0,002 până la 1,62 mgN/l, valoarea medie fiind de 0,5 mgN/l.

Făcînd un studiu comparativ dintre aceste două perioade se observă că în anii '90 ai secolului trecut conținutul ionilor de amoniu s-a micșorat în medie cu cca 0,2 mgN/l ($\bar{x} = 0,5 \pm 0,4$ mgN/l) comparativ cu perioada anilor '80, perioadă ce corespunde celor mai intense măsuri agrotehnice cu utilizarea diferitor tipuri de îngrășăminte (Figura 3.1.).

Analiza statistică a datelor multianuale ($n=173$) din perioada 2009-2015 privind conținutul ionilor de amoniu a indicat sporirea lor în aspect multianual, o creștere ce corespunde unei funcții polinomice. Valoarea minimă a conținutului ionilor de amoniu în fl. Nistru a fost egală cu 0,08 mgN/l fiind înregistrată în anul 2009 iar valoarea maximă egală cu 0,46 mg N/l în anul 2015, cea ce corespunde unei majorări de 5,75 ori.

Din anul 2009 până în anul 2011, valoarea medie a conținutului ionilor de amoniu a sporit în progresie geometrică de cca 1,5 ori. Pe parcursul anilor 2011-2014, ionii de amoniu au înregistrat în medie o valoare mai stabilă de 0,2 mgN/l. În anul 2015 valoarea medie a conținutului ionilor de amoniu în fl. Nistru practic s-a dublat față de perioada anilor 2011-2014.

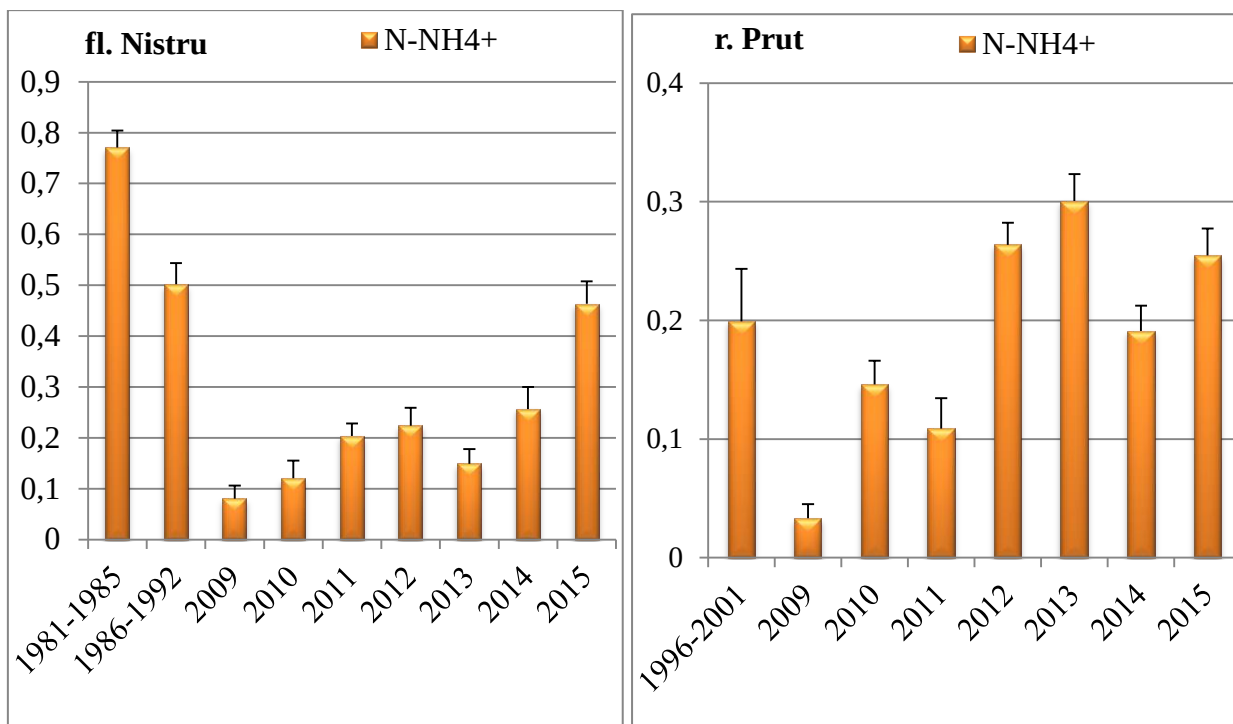


Fig. 3.1. Dinamica multianuală a ionilor de amoniu (N-NH_4^+) în apa fl. Nistru și r. Prut, mgN/l

În perioada anilor 2009-2015 observăm că, conținutul ionilor de amoniu în apa fl. Nistrului au înregistrat o tendință de majorare ceea ce poate fi explicat prin stabilitatea pătrunderii lor în apa fluviului de pe terenurile agricole și cu apele menagere și industriei alimentare. După cum se observă în anul 2015, conținutul ionilor de amoniu în apa fl. Nistrului a fost practic la același nivel ca și conținutul lor în anii 1986-1992.

Conform rezultatelor multianuale ale Laboratorului de Hidrobiologie și Ecotoxicologie date din anii 1996-2000 indică că conținutul mediu a ionilor de amoniu în r. Prut nu a depășit valoarea de 0,2 mgN/l.

În dinamica multianuală a ionilor de amoniu în r. Prut nu s-au înregistrat concentrații atât de mari ca în fl. Nistru [56, 76, 77] dar, oricum se observă o sporire liniară pe parcursul anilor 2009-2015, valorile medii variind de la 0,03 mgN/l (2009) până la 0,3 mgN/l (2013) (Figura 3.1).

Începînd cu anul 2012 în r. Prut s-a produs o majorare a conținutului ionilor de amoniu, practic prin dublarea valorii medii comparativ cu anii precedenți 2009 și 2010 și totodată în aspect retrospectiv conținutul ionilor de amoniu a fost mai mare decît conținutul lor în perioada anilor 1996-2000. Anii 2012, 2013 și 2015 ies în evidență prin majorări de conținut a ionilor de amoniu în apa r. Prut comparativ chiar și cu perioada anilor 1996-2000, concentrații care au sporit de la 0,05 pînă la 2,5 mgN/l.

Valorile sporite ale ionilor de amoniu în dinamica multianuală atât în fl. Nistru cât și în r.Prut indică o majorare a conținutului materiei organice, la poluarea râurilor care nemijlocit provoacă înrăutățirea stării ecologice a lor.

Dinamica spațială a ionilor de amoniu (N-NH_4^+) în fl.Nistru demonstrează câteva salturi de creștere a ionilor de amoniu pe cursul apei de la Naslavcea pînă la Palanca. Sub influența factorilor antropici conținutul ionilor de amoniu în fl. Nistru sporește pe cursul apei. Majorări vizibile au fost înregistrate în avalul localităților Soroca, Erjovo, Varnița și Sucleia (Figura 3.2).

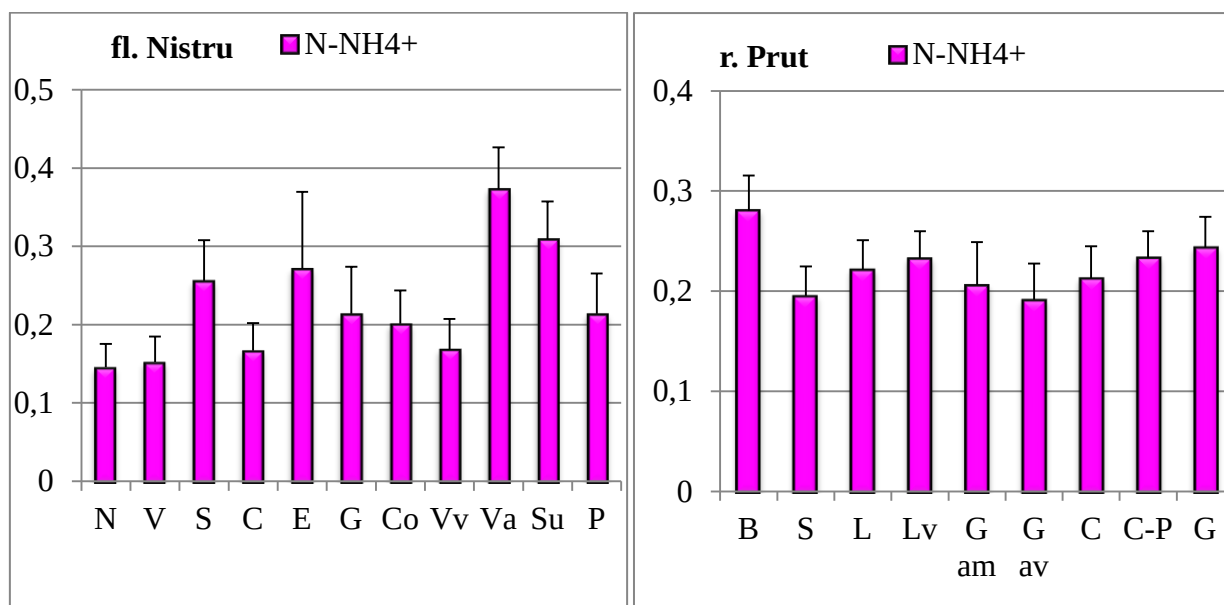


Fig. 3.2. Dinamica spațială a conținutului ionilor de amoniu (N-NH_4^+) în fl. Nistru (N-Naslavcea, V-Vălcineț, S-Soroca, C-Camenca, E-Erjovo, G-Goieni, Co-Cocieri, Vv-Vadul lui Vodă, Va-Varnița, Su-Sucleia, P-Palanca) și r.Prut (B-Braniște, S-Sculeni, L-Leușeni, Lv-Leova, Gam-Gotești amonte, Gav-Gotești aval, C-Cahul, C-P-Cîșlița-Prut, G-Giurgiulești), valori medii anuale, 2009-2015, mgN/l.

La stațiile Naslavcea și Vălcineț valoarea medie a conținutului ionilor de amoniu a fost de 0,15 mgN/l. La Soroca, stație puternic influențată antropic prin evacuarea apelor menajere neepurate sau slab epurate a provocat majorarea conținutului lor de cca 2 ori. Iar valoarea maximă a conținutului ionilor de amoniu în apa fluviului Nistru a fost înregistrată la Varnița (0,37 mgN/l), valoare care cuprinde în sine în cea mai mare parte concentrații aduse de afluenții săi - r. Răut și r. Bîc, precum și activitatea portului de la Varnița.

Concentrațiile sporite ale ionilor de amoniu la stațiile de colectare Soroca, Erjova, Varnița, Sucleia indică o înrăutățire a stării ecologice a obiectului acvatic, care în primul rînd sunt provocate de scurgerile menajere și comunale din orașele aflate în amonte.

Aspectul migrării spațiale a ionilor de amoniu în apa r. Prut (Figura 3.2.) ne permite să depistăm acțiunea factorului antropic asupra ecosistemului în întregime. Maxima valorii ($0,28 \pm 0,1$ mgN/l) a fost înregistrată la Braniște, localitate situată la o distanță mică în aval de lacul de acumulare Costești-Stîncă.

În continuare, pe cursul râului, conținutul ionilor de amoniu a înregistrat două curbe de creștere a lor, și anume de la Sculeni până la Leova și de la Gotești aval până la Giurgiulești. Presupunem că sporirea conținutului ionilor de amoniu în aval de Sculeni a fost provocat de pătrunderea apelor aduse cu afluentul Jijia de pe teritoriul României, cât și apele reziduale a orașului Leova. În sectorul inferior se observă influența orașului Cahul și a portului naval Giurgiulești.

Dinamica sezonieră a ionilor de amoniu (N-NH_4^+) în ecosistemele acvatice investigate este complicată și diversă în aspect multianual. Tabloul general al dinamicii sezoniere a ionilor de amoniu în fl. Nistru și r. Prut nu corespunde dinamicii clasice descrisă în sursele bibliografice de specialitate [254] cu valori minime în perioada de primăvară și maxime în cea de toamnă.

Fiecare an în parte este specific prin condițiile climaterice, hidrologice precum și prin amploarea acțiunii factorului antropic (Figura 3.3.). În fl. Nistru în mod evident s-a observat sporirea valorii medii a ionilor de amoniu în perioada de primăvară în aspect multianual care a variat de la 0,018 mgN/l (2009) până la 0,50 mgN/l (2014).

Dacă din a.2009 și până în a.2012 perioadei de primăvară îi revenea cel mai mic conținut al ionilor de amoniu și putea fi explicat prin asimilarea lui de către organismele acvatice, atunci, în următorii doi ani, valorile de primăvară devin maxime și pot fi explicate numai prin pătrunderea ionilor de amoniu în timpul viiturilor de primăvară cu apele de pe terenurile agricole și teritoriile urbanizate, cât și prin revărsarea apelor reziduale neepurate.

Variațiile ionilor de amoniu în perioadele de vară și toamnă au înregistrat o tendință asemănătoare în dinamica lor și anume o majorare din a.2009 până în a.2011, micșorarea lor în a.2013 apoi urmată de o majorare la maxim până în a.2015.

Presupunem că valorile maxime înregistrate în anul 2015 au fost determinate de debitul critic al apei din acest an care nu a permis diluarea apelor reziduale deversate în Nistru. Totodată conținutul sporit al ionilor de amoniu în perioada de vară poate fi determinat de procesele de eutroficare în perioada etiajului de vară.

În anul 2012 în fluviul Nistru s-a observat o schimbare în dinamica sezonieră a ionilor de amoniu și anume cu valori egale în perioada de primăvară și vară de 0,1 mgN/l și o majorare a lor în toamnă de cca 3 ori.

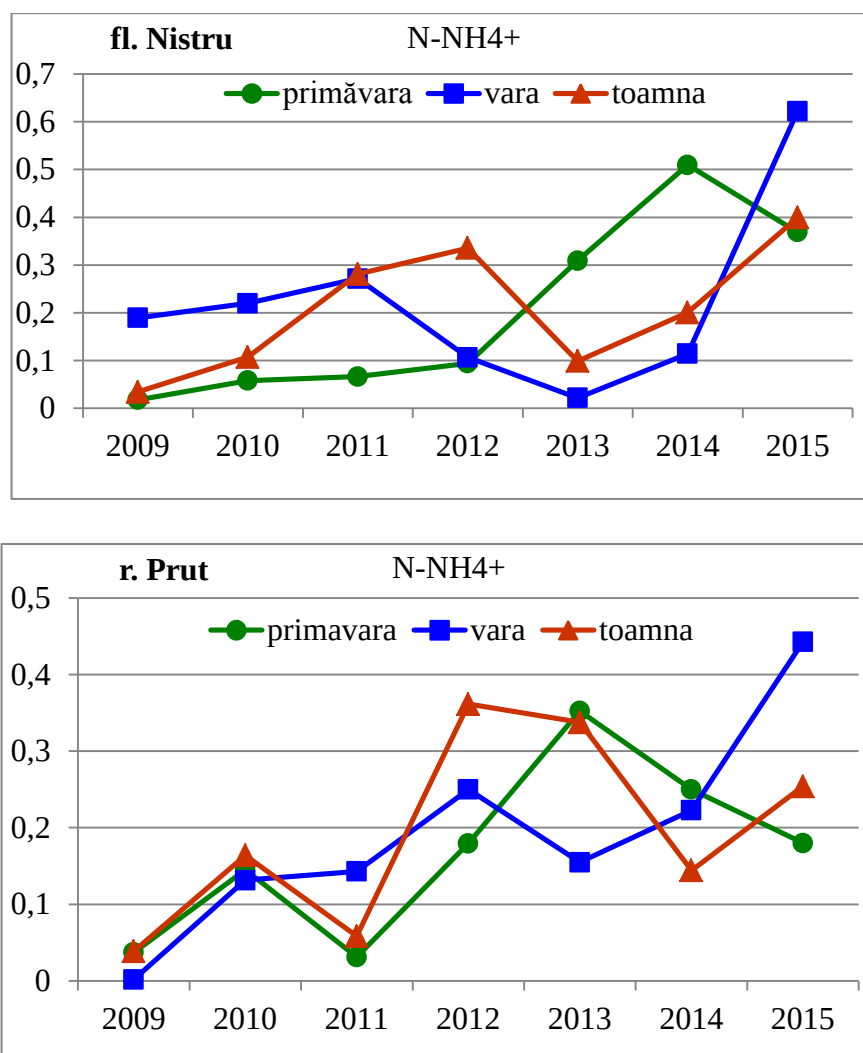


Fig.3.3. Variațiile sezoniere ale ionilor de amoniu (N-NH_4^+) în fl. Nistru și r. Prut, mgN/l

Următorii doi ani – 2013 și 2014 s-au caracterizat printr-un aspect sezonier diametral opus cu cel din a.2013 și anume valori maxime în perioada de primăvară de 0,309 mgN/l (2013), respectiv 0,509 mgN/l (2014) și valori minime în perioada de vară de 0,022 mgN/l (2013), respectiv 0,11 mgN/l (2014).

Dinamica sezonieră din anul 2015 a avut aceeași tendință asemănătoare cu cea a anilor 2009 și 2010 numai că, spre deosebire de anii precedenți, valorile ionilor de amoniu înregistrate în a.2015 au fost sporite de 3-4 ori.

În ceea ce privește dinamica sezonieră a ionilor de amoniu în r. Prut putem spune că a fost puternic pronunțată. Cu toate că în perioada de iarnă are loc încetinirea proceselor vitale ale hidrobionților deci și valorile ionilor de amoniu ar trebui să fie mai scăzute. Rezultatele investigațiilor noastre au demonstrat contrariul. Valorile maxime ale ionilor de amoniu înregistrate tocmai corespund perioadei de iarnă ceea ce indică la prezența compușilor organici

din abundență în r. Prut. Totodată, s-a observat că în toate cele trei perioade sezoniere, primăvară, vară și toamnă conținutul ionilor de amoniu sporesc în aspect multianual (Figura 3.3).

Ionii nitrit (N-NO_2^-). Nitriții reprezintă sărurile acidului azotic. Ionul-nitrit conține atomul de azot cu gradul maxim de oxidare „+3”. Nitriții constituie o etapă importantă în metabolismul compușilor azotului, ei intervin în ciclul biogeochimic al azotului ca fază intermediară a proceselor de oxido-reducere care se petrec în stratul de apă. Prezența lor se datorește fie oxidării bacteriene a amoniacului în condiții aerobe, fie reducerii nitraților în condiții anaerobe. Alte căi de pătrundere a nitriților în ecosistemele acvatice sunt precipitațiile atmosferice, sau reducerea nitraților sub influența descărcărilor electrice [254, 275].

În apele de suprafață nitriții se află în formă solubilă. Conținutul sporit al lor indică spre un proces nesfârșit al mineralizării substanței organice în condiții de oxidare încetinită a nitriților în nitrați, ce indică la o poluare a ecosistemului acvatic, adică reprezintă un indice sanitar important.

Cantitățile sporite ale nitriților din apă s-a dovedit a fi toxice pentru pești la nivel de circuit sanguin, combinându-se cu hemoglobina formează metemoglobina, incapabilă de a fixa și transporta oxigenul, provocând culoarea brună a sîngelui [82, 136, 155]. Unele studii [166, 213] indică că, prezența ionilor de clor (Cl^-) și calcium (Ca^{2+}) în apă inhibă toxicitatea nitriților. Sub influența factorului antropic, prezența ionilor nitrit în ecosistemele acvatice poate indica o impurificare a apelor cu excreții metabolice sau în mod direct indică spre pătrunderea apelor uzate parțial purificate.

Nitriții cît și nitrații reprezintă indicatori sanitari, ce reflectă dinamica proceselor de autoepurare naturală a apei de o poluare organică [213, 217]. Concentrația nitriților în apele de suprafață alcătuiesc sutimi (uneori miimi) de miligram la 1 litru.

Conținutul nitriților este reglat de către procesele dinamice biochimice (nitrificarea, denitrificarea). Valorile minime ale conținutului ionilor nitrit pot fi explicate prin viteza mare a proceselor de nitrificare care la rîndul său este menținut de conținutul oxigenului din apă. La un ciclu normal natural de descompunere a compușilor organici, nitriții apar la sfîrșitul verii și în perioada de toamnă.

Dinamica multianuală a ionilor nitrit (N-NO_2^-) arată că perioada anilor '90 s-a caracterizat printr-un conținut sporit al ionilor nitrit în fl.Nistru (Figura 3.4.). Valoarea medie a nitriților caracteristică anilor 1981-1985 a fost de $0,056 \pm 0,01$ mgN/l, a cărui aport maxim în sporirea conținutului nitriților din această perioadă s-a referit anilor 1983-1984 a căror valori anuale au fost de 0,07 mgN/l [278]. Următoarea perioadă 1986-1992 s-a caracterizat printr-un conținut mai redus alcătuind în medie $0,048 \pm 0,007$ mgN/l.

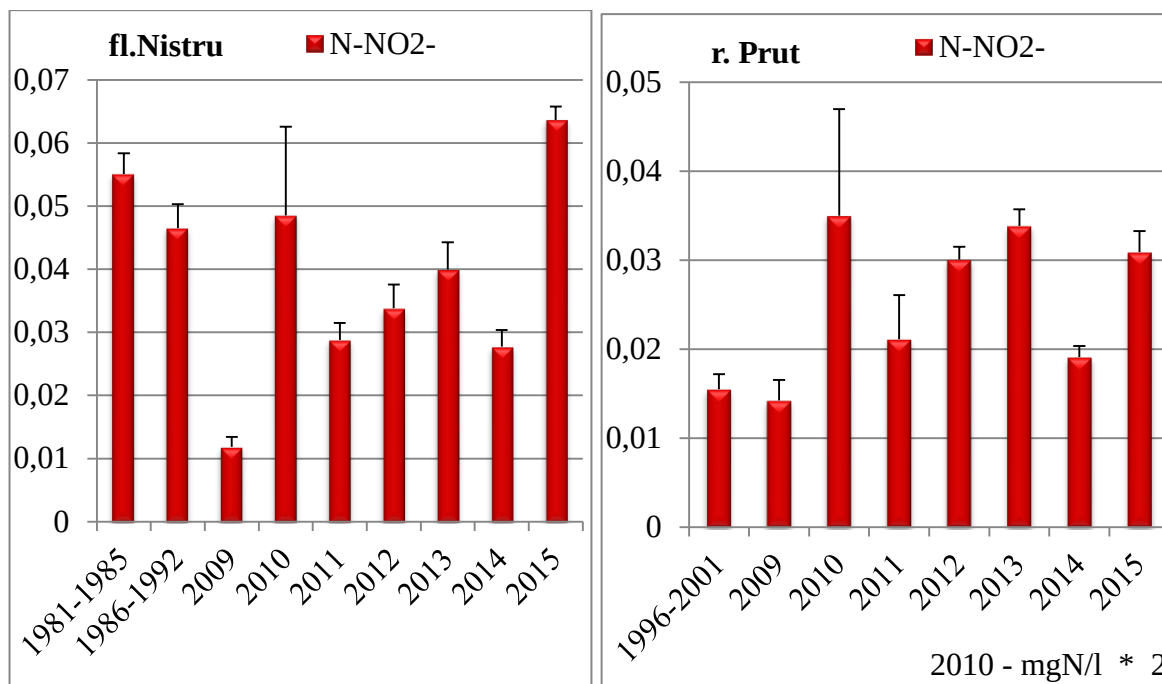


Fig.3.4. Dinamica multianuală a ionilor nitrit (N-NO_2^-) în apa fl. Nistru și r. Prut, mgN/l

În fl. Nistru, în perioada anilor 2009-2015 nitriții au avut o limită de variație a conținutului mediu de la $0,01 \pm 0,007$ mgN/l (2009) până la $0,063 \pm 0,02$ mgN/l (2015). În dinamica multianuală a nitriților (N-NO_2^-) în fl. Nistru în perioada de cercetare s-a înregistrat două majorări evidente, în anul 2010 și 2015, valori ce au fost egale cu valorile anilor '80 ai secolului trecut (Figura 3.4.). Aceasta poate fi explicat prin coincidența cu anii 2010 și 2015 ani specifici prin inundația puternică de vară și respectiv, seceta hidrologică cu arșița atmosferică.

Ca și în dinamica ionilor de amoniu, dinamica ionilor nitrit în perioada 2009-2015 a evoluat conform unei funcții polinomice.

Inundațiile puternice din anul 2010 a provocat mărirea valorii medii a conținutului nitriților din apă de 4 ori comparativ cu anul 2009. Cu toate că, cu un an mai târziu valoarea medie a nitriților s-a redus de 2 ori, ea nu a revenit la cea din 2009. Consecințele inundațiilor din a.2010 asupra ecosistemului fl. Nistru s-au resimțit în anii următori determinând o evoluție cu o tendință de sporire liniară. S-a observat că, în anul 2010 valoarea conținutului nitriților a înregistrat cea mai mare deviație standard de $0,048 \pm 0,05$ mgN/l.

Între anii 2009-2013, valoarea medie a nitriților a sporit în progresie aritmetică, cu rația progresiei $q=0,1$. Valoarea medie a nitriților înregistrată în anul 2015 a fost maximă din toată perioada de cercetare care a constituit $0,063 \pm 0,01$ mgN/l. Aceasta înseamnă că, conținutul nitriților din apă s-a dublat comparativ cu anul 2013 și a sporit de 6 ori comparativ cu anul 2009.

În apa fluviului Nistru au fost înregistrate două valori maxime în 2010 (0,05 mgN/l) și 2015 (0,06 mgN/l), ani cu parametri hidrologici diferiți, primul caracterizat prin inundații de proporții cu un debit mare al apei și altul caracterizat prin nivel critic al apei.

Conținutul nitriților în apa r. Prut a înregistrat o majorare în dinamica sa multianuală, astfel încât din 2009 până în 2013 [73, 76, 77, 149] conținutul lor a sporit în mediu de 3 ori, adică de la 0,01 mgN/l până la 0,03 mgN/l (Figura 3.4.).

Valoarea maximă de 0,07 mgN/l din anul 2010 a fost cauzată de inundațiile din vara acestui an. Investigațiile recente (2009-2015) prin care s-au evidențiat majorări ale conținutului ionilor nitrit în r. Prut comparativ cu anii 1996-2001 ne permit să spunem că la ora actuală r. Prut este poluat.

Dinamica spațială a ionilor nitrit ($N-NO_2^-$) arată că în limitele teritoriului Republicii Moldova, în fl. Nistru conținutul ionilor nitrit sporește pe cursul apei (Figura 3.5.).

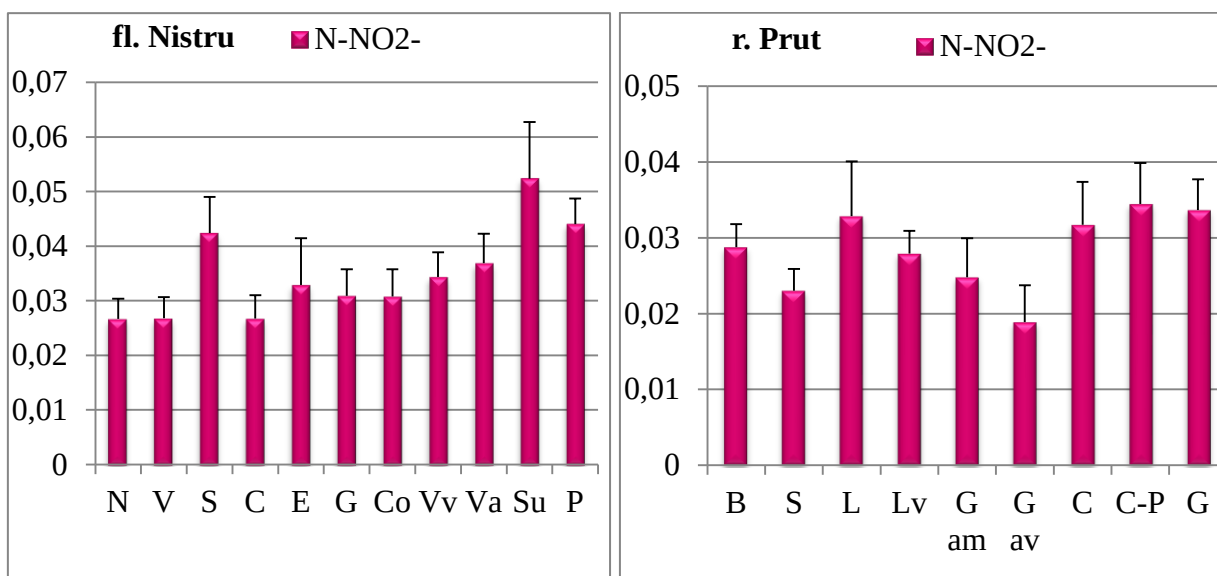


Fig.3.5. Dinamica spațială a conținutului ionilor nitrit ($N-NO_2^-$) în fl. Nistru (N-Naslavcea, V-Vălcineț, S-Soroca, C-Camenca, E-Erjovo, G-Goieni, Co-Cocieri, Vv-Vadul lui Vodă, Va-Varnița, Su-Sucleia, P-Palanca) și r.Prut (B-Braniște, S-Sculeni, L-Leușeni, Lv-Leova, Gam-Gotești amonte, Gav-Gotești aval, C-Cahul, C-P-Cîșlița-Prut, G-Giurgiulești), valori medii anuale, 2009-2015, mgN/l.

Atît la Naslavcea cît și la Vălcineț au fost înregistrate aceleași valori ale conținutului ionilor de nitrit de 0,027 mgN/l. Prima stație care iese în evidență cu un conținut major al nitriților (0,042 mgN/l) a fost la Soroca. În lacul de acumulare Dubăsari, în toate cele trei sectoare conținutul nitriților nu au înregistrat schimbări evidențiate.

În sectorul inferior al Nistrului majorarea conținutului de nitriți începe de la Vadul lui Vodă (0,034 mgN/l) și atinge valoarea maximă la Sucleia (0,052 mgN/l).

Dinamica spațială a nitriților în r. Prut practic are aceeași tendință ca și ionii de amoniu (Figura 3.5.). Atât la Leușeni cât și în sectorul inferior (Cahul, Cîșlița-Prut și Giurgiulești) conținutul nitriților a depășit valoarea de 0,03 mgN/l [53, 56, 73, 149].

Prezența nitriților în apă în concentrații semnificative indică petrecerea intensă a proceselor de oxidare ca rezultat al activității intense a microorganismelor și poate servi ca indicator indirect de poluare.

Dinamica sezonieră a nitriților (N-NO_2^-) în fl. Nistru este prezentată prin cele mai mici cantități în perioada de primăvară care apoi apar în timpul verii și ating valori maxime în perioada de toamnă (Figura 3.6.).

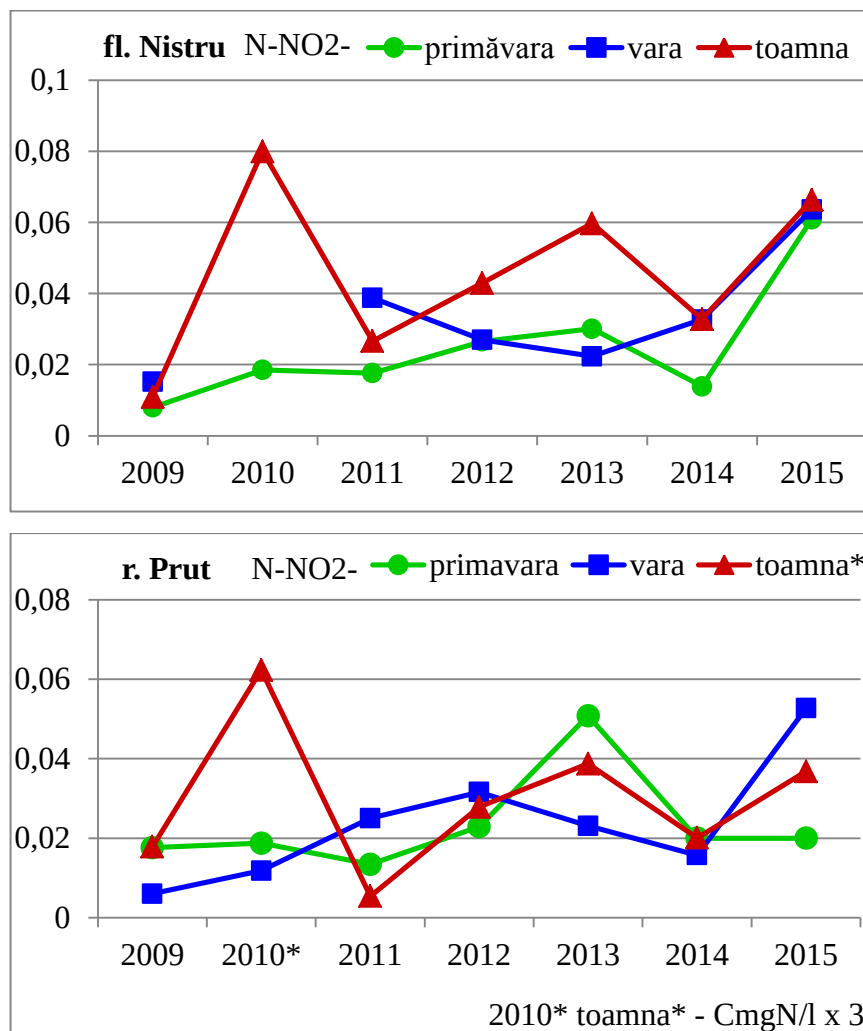


Fig.3.6. Variațiile sezoniere ale ionilor nitrit (N-NO_2^-) în fl. Nistru și r. Prut, anii 2009-2015, mgN/l.

În r. Prut conținutul maxim al nitriților poate fi înregistrat la sfârșitul verii (august) ce poate fi explicat prin activitatea fitoplanctonului, capacitatea algelor diatomee și a algelor verzi de a reduce nitrații până la forma nitrit (Figura 3.6.).

Ionii nitrat (N-NO_3^-) reprezintă sărurile acidului azotic și de obicei sunt prezenți în apă și constituie stadiul final al procesului de mineralizare a compușilor organici [143, 254, 275]. Prezența ionilor-nitrat în apele naturale este determinat de:

- procesele intrabazinale de nitrificare a ionilor de amoniu în prezența oxigenului sub acțiunea bacteriilor nitrificatoare;
- precipitațiile atmosferice, care absorb oxizii de azot formați în urma descărcărilor electrice (concentrația nitraților în precipitațiile atmosferice ajung la 0,9-1 mg/l);
- pătrunderea apelor reziduale și menajere;
- apele reziduale provenite din agricultură și a scurgerilor de pe terenurile care au fost aplicate îngrășăminte.

Nitrații constituie sursa nutritivă pentru plantele acvatice [205, 224]. Procesele principale orientate spre micșorarea concentrației nitraților, constă în folosirea lor de către fitoplancton și de către bacteriile denitrificatoare, care în lipsă de oxigen folosesc oxigenul nitraților pentru oxidarea substanțelor organice [116].

În apele de suprafață nitrații se află în formă dizolvată. Concentrația lor este supusă dinamicii sezoniere: minimă în perioada de vegetație folosită în nutriția plantelor și cu sporire spre toamnă cu maxima în perioada de iarnă, când are loc descompunerea substanțelor organice și trecerea azotului din forma organică în cea minerală. Amplituda dinamicii sezoniere poate servi ca un indice de eutrofizare a ecosistemului acvatic [110, 155].

Conținutul sporit al nitraților în apă prezintă un indicator de poluare al ecosistemelor acvatice în rezultatul revărsării apelor și deșeurilor menajere sau a unei poluări chimice (agricultură, industriale). Apele bogate în nitrați înrăutățesc calitatea apei în ecosistemele acvatice, stimulând dezvoltarea abundentă a vegetației acvatice (în primul rând a algelor albastre) și intensifică procesele de eutrofizare a ecosistemului [82, 100, 101].

Descompunerea substanțelor organice în apele naturale, se numește **proces de mineralizare**, care are un rol important în descompunerea rămășițelor organismelor perite precum [134] și a compușilor proveniți din activitatea lor vitală, dar și reîntoarcerea lor (regenerarea) în apă a elementelor (C, N, P) necesare pentru nutriția macrofitelor [27, 83, 98].

Nitrații, reprezentat prin ionul de NO_3^- , este o componentă vitală în toate ecosistemele vii, deoarece reprezintă cea mai ușoară și accesibilă formă a azotului pentru plante. Forma nitrat a

azotului este benefică în consumul de către plante deoarece servește la dezvoltarea țesuturilor, sporirea sistemului imunitar precum și în mecanismele de producere a semințelor. Însă, nu întotdeauna conținutul nitraților este benefică pentru supraviețuirea hidrobionților. Nivelul excesiv al nitraților în apă pot crea condiții dificile pentru organismele acvatice [63, 65, 82, 135].

Conținutul nitraților în ecosistemele acvatice este în corelație directă cu nivelul de eutrofizare sau cu dezvoltarea în producției algale [90, 132, 198, 207]. Conținutul sporit al nitraților poate avea un impact negativ asupra ecosistemelor acvatice, manifestat prin accelerarea dezvoltării comunităților algale, toxicitatea provocată asupra organismelor de hidrobionți și crearea condițiilor de hipoxie ce rezultă în condiții minime de oxigen dizolvat în apa ecosistemelor acvatice eutrofe.

Procese de eutrofizare sunt cauza principală mondială în distrugerea ecosistemelor lacustre [63, 80, 101]. Conform cercetărilor [82, 106, 113], a fost propus un nivel maxim de 2 mg N-NO₃⁻/l pentru dezvoltarea normală a organismelor acvatice.

Este bine cunoscut faptul că concentrațiile sporite ale nitraților în apa potabilă are un efect puternic negativ asupra sănătății umane [98]. Conținutul sporit al nitraților mai mare de 10 mg N-NO₃⁻/l [81] are un efect nesatisfăcător și asupra sănătății umane prin afectarea sistemului sanguin, și anume asupra capacității eritrocitelor de a transporta oxigenul la nivel tisular.

Nitrații pot provoca pericole pentru sănătatea umană și pe cale indirectă. Cercetările au arătat că, există o corelație directă dintre conținutul nitraților din apă și organismele provocatoare de boli infecțioase. Mai multe studii au demonstrat o corelație pozitivă între conținutul de nitrați din apă și predominarea speciilor de țințari care la rândul lor sunt purtători de diferiți agenți patogeni [98, 100].

Dinamica multianuală a ionilor nitrat (N-NO₃⁻) ca și celor alte forme minerale ale azotului, au avut fluxurile maxime în anii '80-'90 ai secolului trecut (Figura 3.7.).

Dinamica multianuală a ionilor nitrat (N-NO₃⁻), în perioada 2009-2015 a înregistrat două curbe de variație. Astfel din 2010 până în 2012 valoarea medie a lor s-a micșorat de 2 ori iar din 2012 până în 2015 s-a înregistrat o sporire ușoară.

Spre deosebire de ionii de amoniu, a căror valori minime au fost înregistrate în anul 2013, în dinamica nitraților valoarea maximă tocmai revine acestui an cu valoarea de 1,443±0,3 mgN/l (Figurile 3.1 și 3.7.). Totodată în anii 2009-2012 în dinamica multianuală a nitraților în Nistru s-a stabilit un coraport invers proporțional cu ionii de amoniu, astfel încât odată cu creșterea ionilor de amoniu are loc micșorarea conținutului de nitrați. Micșorarea concentrațiilor de nitrați poate fi explicată prin viteza mare a proceselor de nitrificare care este condiționată de

rezerva de oxigen din stratul de apă. În 2009 - 2015 concentrația oxigenului dizolvat în mediu în decursul anilor a variat de la $8,84 \pm 1,8$ mgO₂/l (2015) până la $11,11 \pm 2,8$ mgO₂/l.

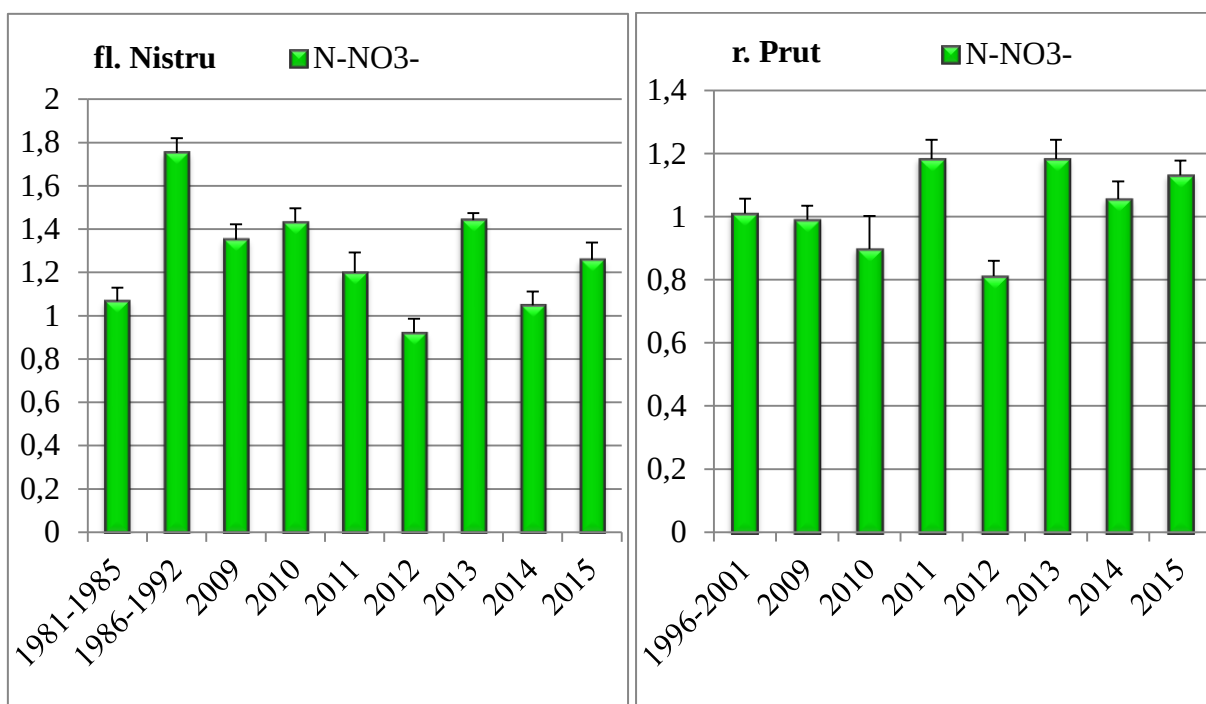


Fig.3.7. Dinamica multianuală a ionilor nitrat (N-NO₃⁻) în apa fl. Nistru, și r. Prut, mgN/l

Micșorarea concentrațiilor de nitrați poate fi explicată prin viteza mare a proceselor de nitrificare care este condiționată de rezerva de oxigen din stratul de apă. În 2009 - 2015 concentrația oxigenului dizolvat în mediu în decursul anilor a variat de la $8,84 \pm 1,8$ mgO₂/l (2015) până la $11,11 \pm 2,8$ mgO₂/l.

În ceea ce privește dinamica multianuală a nitraților în r. Prut nu a fost evidențiată mari deosebiri, dar maximele sunt înregistrate în anii 2011 și 2013 [77, 205, 207].

Dinamica spațială a ionilor nitrat în ecosistemele fl. Nistru arată că concentrațiile lor pe sectorul Camanca - Cocieri are o tendință de scădere fiind minime pe sectorul lacului de acumulare Dubăsari de la Erjovo, la care alături de procesele de sedimentare observăm o dezvoltare abundentă de macrofite, care intens utilizează ionii de nitrați. Apoi pe cursul fluviului observăm o tendință de creștere până la Sucleia și din nou o scădere la Palanca (Figura 3.8.).

În apele r. Prut valorile minime le observăm pe sectorul Braniște-Sculeni, apoi - o creștere treptată pe sectorul Leușeni-Cahul cu scădere la Cîșlița-Prut-Giurgiulești, de-facto observăm o dinamică spațială aproape opusă dinamicii ionilor de amoniu (Figurile 3.2. și 3.8.).

Privind **dinamica sezonieră a ionilor nitrat (N-NO₃⁻)** în fl. Nistru observăm valori maxime în perioada de primăvară ce poate fi explicată prin rezultatul proceselor de mineralizare

din timpul iernii precum și neutilizării lui de către fitoplancton în acea perioadă. Valorile minime au fost înregistrate în perioada estivală și automnală.

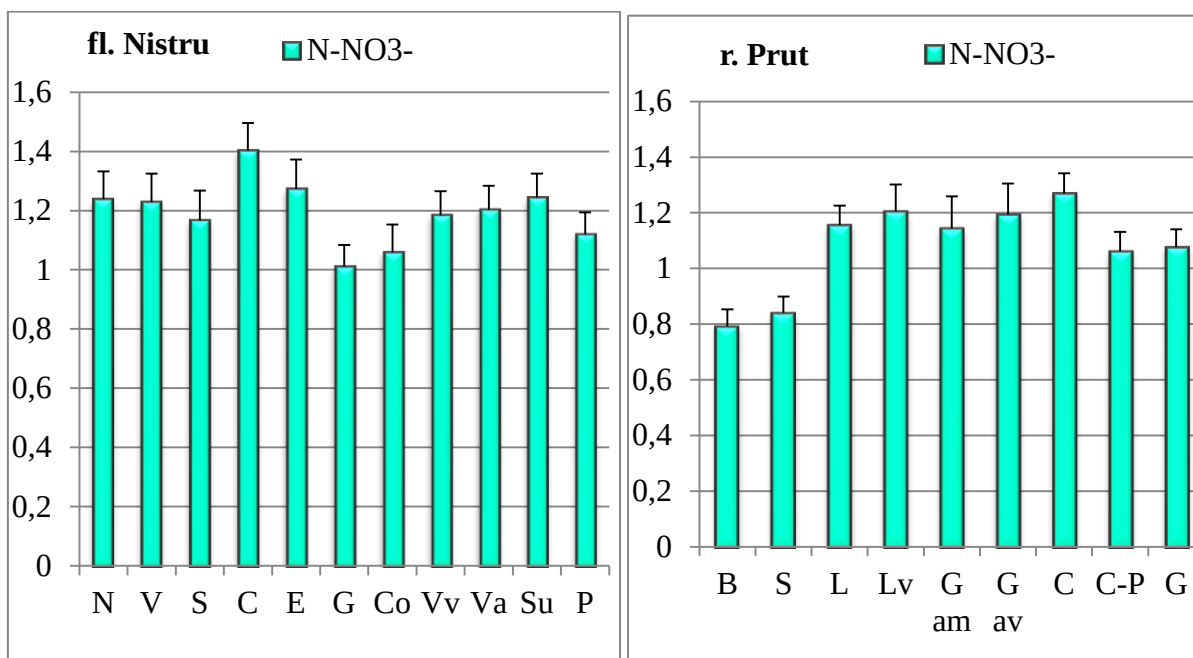


Fig.3.8. Dinamica spațială a ionilor nitrat (N-NO_3^-) în fl. Nistru (*N-Naslavcea*, *V-Vălcineț*, *S-Soroca*, *C-Camenca*, *E-Erjovo*, *G-Goieni*, *Co-Cocieri*, *Vv-Vadul lui Vodă*, *Va-Varnița*, *Su-Sucleia*, *P-Palanca*) și r.Prut (*B-Braniște*, *S-Sculeni*, *L-Leușeni*, *Lv-Leova*, *Gav-Gotești amonte*, *Gav-Gotești aval*, *C-Cahul*, *C-P-Cîșlița-Prut*, *G-Giurgiulești*), valori medii anuale, 2009-2015, mgN/l.

Totodată și tendința dinamicii nitraților în aceste două perioade sezoniere este la fel (Figura 3.9.). Rezultatele investigațiilor efectuate ne permit să constatăm că conținutul nitraților în perioada de vară are o tendință de scădere pe cursul apei. Iar în perioada de toamnă invers, s-a înregistrat o sporire a nitraților pe cursul fluviului.

Dinamica sezonieră a nitraților în r. Prut este bine evidențiată cu concentrații maxime în perioada de primăvară, minime - în perioada de vară fiind determinată de dezvoltarea fitoplanctonului și a plantelor acvatice superioare. A înregistrat o sporire ușoară în sezonul automnal și a atins valorile maxime în perioada de iarnă.

Astfel dinamica spațială și sezonieră a ionilor de nitrați este în dependență de dezvoltarea plantelor acvatice inclusiv a fitoplanctonului [204, 205].

Azotul mineral reprezintă suma formelor minerale ale azotului, adică suma ionilor de amoniu (N-NH_4^+), de nitrit (N-NO_2^-) și nitrat (N-NO_3^-). Prin studiul proceselor de transformare și migrație a formelor minerale de azot putem evalua procesele producționale-destrucționale din ecosistemele acvatice investigate.

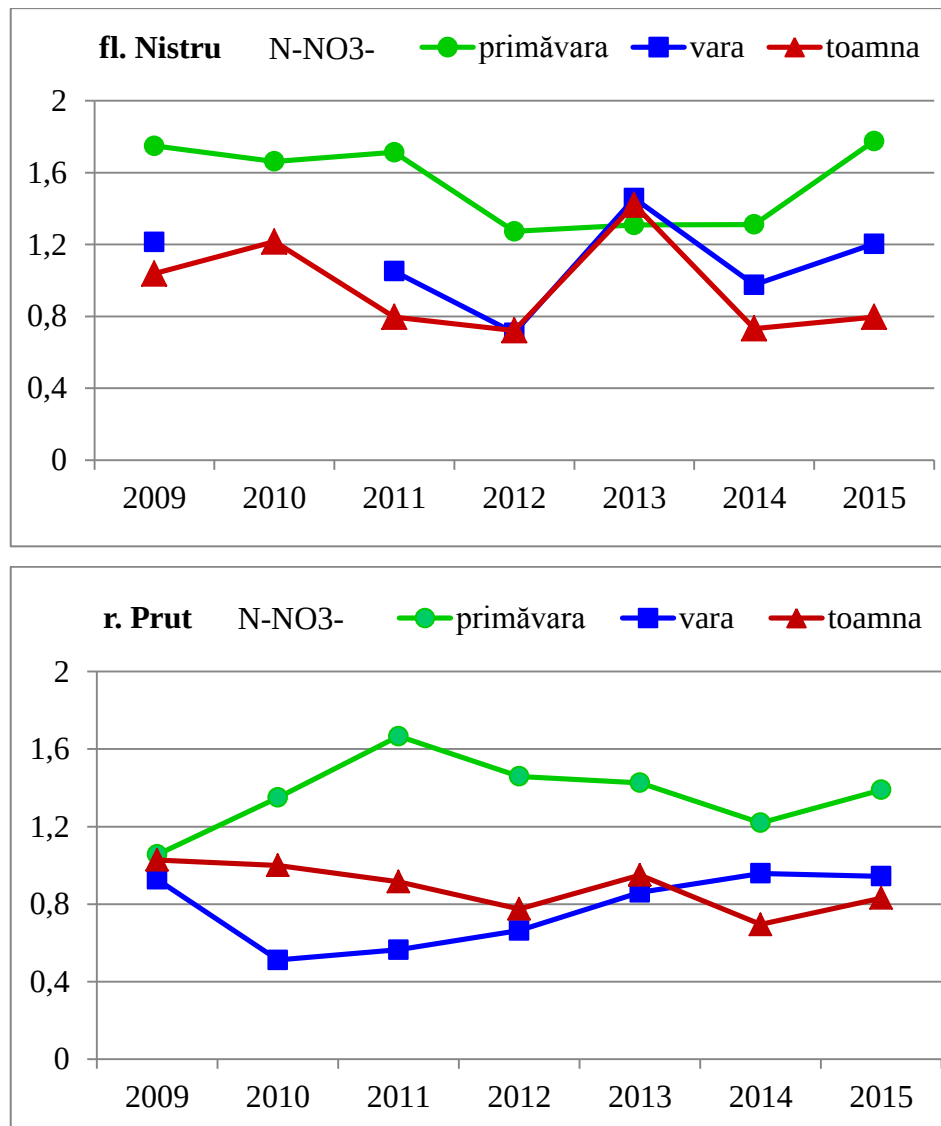


Fig.3.9. Variațiile sezoniere ale ionilor nitrat (N-NO_3^-) în fl. Nistru și r. Prut, mgN/l, 2009-2015

Azotul organic reprezintă cantitatea azotului care face parte din compușii organici, așa cum sunt proteinele, polipeptidele, aminoacizii, aminele, ș.a. În mare parte, compușii organici pătrund în apă în rezultatul proceselor de peire și a descompunerii organismelor acvatice. O altă sursă de compuși organici ce pătrund în apă sunt produsele metabolice a organismelor acvatice.

Azotul total reprezintă suma azotului mineral și cel organic. Conținutul azotului mineral, organic și total precum și coraportul dintre ele reprezintă unul din indicatorii de bază a stării ecosistemelor acvatice, a proceselor de migrație a substanțelor și energiei în ecosistemele acvatice cât și celor producțional - destrucționale, a nivelului de eutrofizare din ecosistemele acvatice investigate [203, 204, 224, 262].

Sporirea compușilor de azot duce la eutrofizarea apelor continentale dulci de suprafață ce are ca rezultat creșterea biomasei algale la nivel global, astfel încât producția primară este de aproximativ de 60% mai mare decât nivelul de fond așteptat în lacuri [132] și râuri [101].

La rândul său procesele de eutrofizarea ecosistemelor acvatice provoacă dereglări în evoluția hidrobiocenozelor, diminuarea biodiversității, intensifică procesele de poluare secundară, ambundența dezvoltării algelor cianofite și eliminarea de către ele a substanțelor toxice, schimbarea regimului gazos prin diminuarea conținutului oxigenului dizolvat. Procesul de eutrofizare poate, de asemenea, afecta grav capacitatea de a folosi apa pentru băut, industrie, agricultură, recreere și alte scopuri [170, 171, 248].

Utilizarea în exces a îngrășămintelor minerale în ultimele zeci de decenii a condus la apariția unor probleme majore ce țin de calitatea apei, probleme semnificative atât la scară regională cât și globală. În S.U.A., impactul poluării cu nutrienți a fost identificată ca fiind una din cele mai răspândite, costisitoare și dificilă problemă de mediu a secolului XXI [98, 100].

Poluarea cu nutrienți determină creșterea în exces a algelor care poate avea efecte semnificative negative asupra mediului înconjurător, sănătății umane prin toxinele pe care le elimină chiar și asupra economiei în întregime. Sunt date concrete că, din cauza procesului de eutrofizare, industria turismului din SUA pierde anual cca 1 miliard \$ ca rezultat al micșorării pescutului și a activităților recreative [98, 102].

Conținutul nutrienților din apele de suprafață sunt influențați de factorii principali cum ar fi: condițiile climatice, hidrologia râului, proprietățile solului, geomorfologie, topografie, acoperirea solului, acoperirea terenurilor ș.a. [133, 140, 153]. Cu toate acestea, o relație semnificativă între conținutul de azot total și precipitații a fost raportat de către un studiu care a examinat variațiile sezoniere a conținutului de azot.

Dinamica atât multianuală cât și cea sezonieră a azotului mineral (N_{min}) în fl. Nistru și r. Prut de-facto corespunde întocmai și este determinată în cea mai mare parte de conținutul nitraților, care alcătuiesc cca 50% - 60% din conținutul total al azotului mineral ceea ce indică la petrecerea lentă sau chiar nefinisată a proceselor de mineralizare (Figura 3.10).

În perioada anilor 2009-2015 suma azotului mineral a fost redată conform relației: $N-NO_3^- > N-NH_4^+ > N-NO_2^-$.

Totodată tendința dinamicii multianuale a nitraților în fluviul Nistru corespunde întocmai tendinței multianuale a azotului mineral, înregistrând o corelație pozitivă, cu un coeficient de corelație $r=0,834$ (Figura 3.11). Studiarea dinamicii multianuale a conținutului de azot mineral, organic și total în fl. Nistru și r. Prut precum și coraportul dintre acești indicatori scot în evidență

numeroase trăsături care explică procesele de transformare și migrare a compușilor de azot ce mențin starea și funcționarea râurilor.

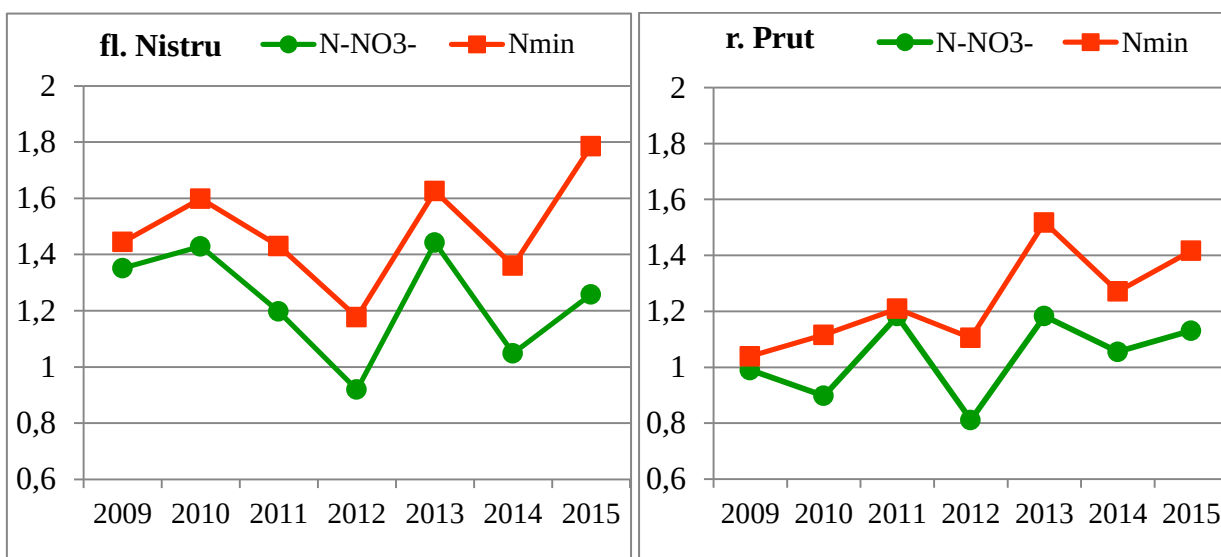


Fig. 3.10. Variația multianuală a azotului mineral (Nmin) și ionilor nitrat (N-NO_3^-) în fl.Nistru și r.Prut, mgN/l, 2009-2015

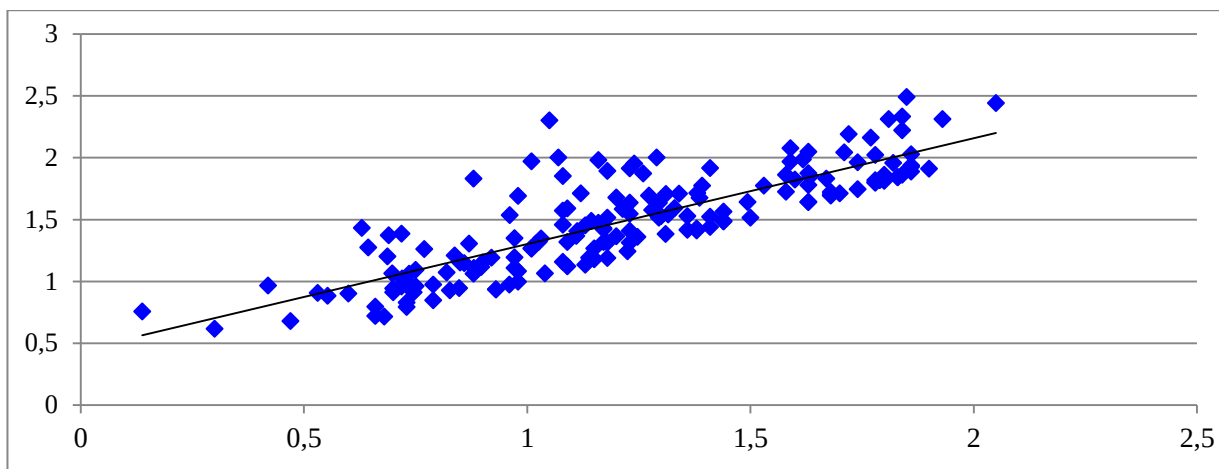


Fig.3.11. Corelația dintre conținutul ionilor nitrat și a conținutului de azot mineral în fl. Nistru, anii 2009-2015, $r=0,834$.

De exemplu, conținutul maxim de azot mineral ridicat în anii '90 evident a fost provocat de factorul antropic. Necătfînd la aceasta în apa nistreană a fost instalată o variație semnificativă de lungă durată între conținutul azotului mineral și cel organic, cota parte a azotului mineral din cel total în anii '80-90 alcătuiau pînă la 70%.

Dinamica multianuală a conținutului azotului mineral, organic și total din apa fluviului Nistru atribuiți anilor investigați sunt prezentate în Figura 3.12. Din cele prezentate se observă că

conținutul azotului total (Ntot) în apa fluviului Nistru a înregistrat o curbă de descreștere a conținutului lui de la $3,11 \pm 1,1$ mgN/l în 2009 pînă la $1,68 \pm 0,62$ mgN/l în anul 2015.

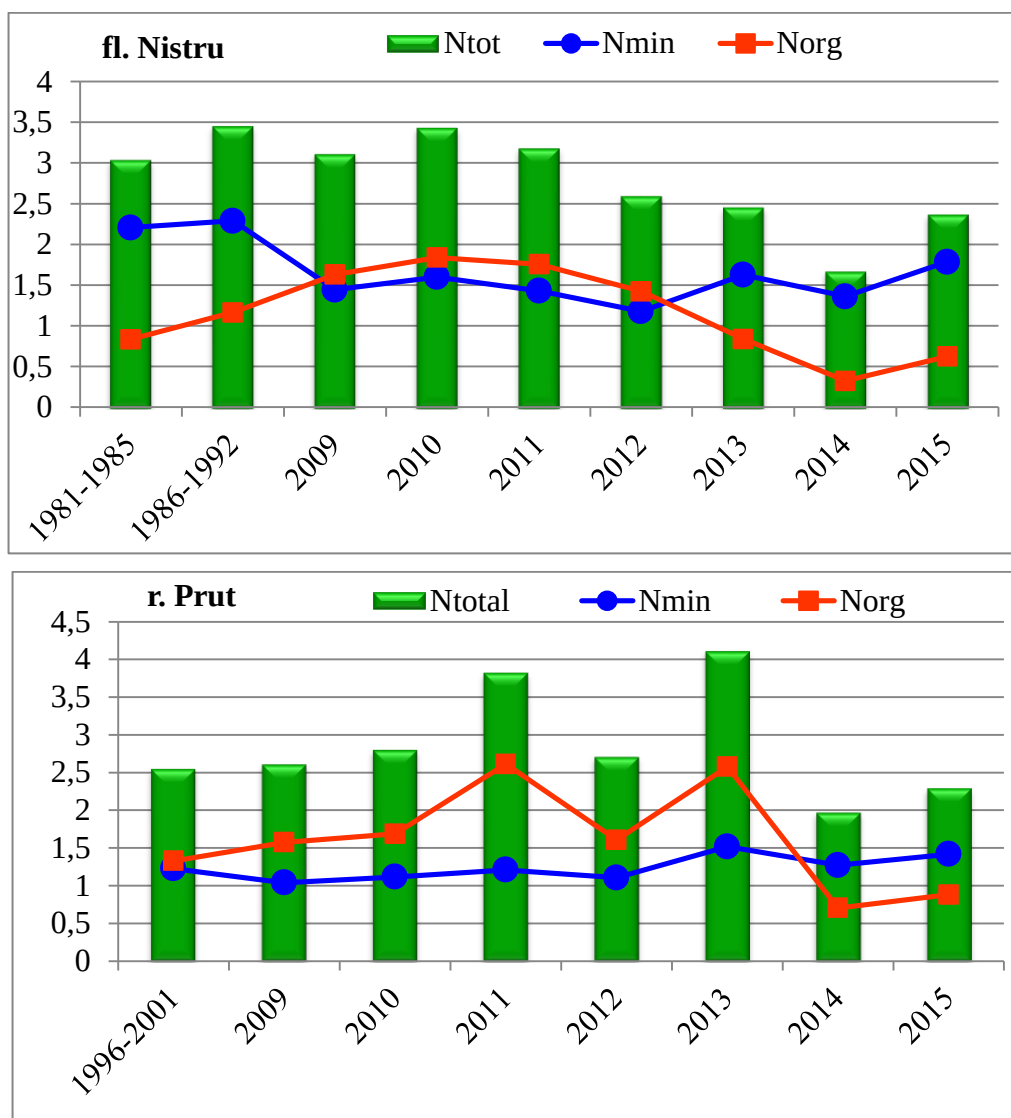


Fig. 3.12. Dinamica multianuală a conținutului azotului mineral (Nmin), organic (Norg) și total (Ntot) în fl. Nistru și r. Prut, mgN/l.

Un indice în funcționarea ecosistemelor acvatice reprezintă coraportul dintre conținutul azotului mineral și cel organic, care evident în mod normal indică la petrecerea completă a descompunerii compușilor organici. În perioada celor 7 ani de cercetare în apa fluviului Nistru s-a observat un fenomen de inversie în raportul Nmin:Norg.

Din anul 2009 pînă în 2012, în apa fluviului Nistru, conținutul azotului organic și a celui mineral au avut valori foarte apropiate, totuși azotul organic a prevalat cu 3-4% asupra azotului mineral. Începînd cu anul 2013 pînă în 2015, valorile conținutului azotului organic s-au micșorat

comparativ de 2-3 ori, înregistrând un coraport invers proporțional cu valorile conținutului azotului mineral. Din 2013 până în 2015 conținutul azotului mineral a alcătuit de la 66% (2009) – 79% (2014) - 73% (2015).

Totodată, rezultatele reprezentate (Figura 3.12.) indică că dinamica azotului organic în apa fluviului Nistru are aceeași tendință ca și cea a azotului total înregistrând un coeficient de corelație de 0,94.

După cum se observă din Figura 3.12 conținutul azotului total în r. Prut în perioada monitorizată a înregistrat două amplitudini maxime de 3,82 mgN/l (2011) și 4,1 mgN/l (2013) care a fost provocată de sporirea conținutului azotului organic în anii nominalizați. În restul anilor, valoarea medie a azotului total nu a înregistrat deosebiri față de anii precedenți 1996-2000. După o perioadă îndelungată de prevalare a conținutului de azot organic asupra celui mineral, în râul Prut s-a observat că în ultimii doi ani a avut loc modificarea acestui raport în favoarea azotului mineral, care a alcătuit mai mult de 60% din conținutul azotului total.

3.2. Dinamica, migrația și rolul compușilor fosforului în fl. Nistru și r.Prut

Fosforul (P) – (gr. *phosphorus* - „purător de lumină”) situat ca și azotul în grupa a V-ea a Sistemului Periodic Mendeleev, cu numărul atomic -15 și masă atomică – 30,973, fiind foarte răspândit în mediul înconjurător. Conținutul lui în scoarța terestră alcătuiește $8 \cdot 10^{-2}$ %, fiind astfel plasat pe locul al 11-lea dintre toate elementele scoarței terestre [93, 108]. Cu toate acestea, în rocile ce alcătuiesc scoarța terestră, conținutul lui alcătuiește 0,01%, de aceea geochimic este considerat un oligoelement.

Fosforul – element esențial fiecărei celule vii și prin urmare prezența fosforului în celule determină existența organismelor vii. În natură, fosforul este întâlnit în forme ce conțin diferiți fosfați – în majoritatea de cazuri sub formă de fosfat-anion (PO_3^{4-}). În organisme vii compușii fosforului au două roluri importante: în primul rând, servesc ca componenți structurali de bază a scheletului, a membranelor celulare și a acizilor nucleici și în al doilea – rol de acumulare și transportare a energiei [78, 79, 142].

Fosforul – element biogenic important, deseori devine factorul de limitare a productivității ecosistemului acvatic. Astfel, el devine un indice important al stării trofice a întregului ecosistem acvatic [51, 203, 264].

Ca și în cazul azotului, factorul principal ce determină concentrația fosforului în apă este pe de o parte schimbul dintre forma organică și anorganică și activitatea vitală a organismelor vii de cealaltă parte [106, 137].

Elementele biogene din apă fiind utilizate de producătorii primari sunt transformate în biomasa producției primare. Astfel, prin descompunerea corpului hidrobionților, elementele biogene ajung din nou în apă fie sub formă anorganică, fie sub formă organică. Astfel, după moartea fitoplanctonului 20-25% din cantitatea totală de fosfor revine în apă sub forma anorganică, iar 30-40% sub formă organică [137, 226].

Ca și azotul, importanța acestui element se datorează rolului său în calitate de nutrient. În ecosistemele acvatice prezența fosforului (sub formă de fosfați) este o condiție necesară servind ca mediu nutritiv pentru microorganisme, de prezența cărora depinde productivitatea ecosistemelor.

Fiind folosit de către plante în formă de ortofosfat, fosforul ia parte în metabolismul tuturor organismelor vii (componența ATP, ADF, ADN, ARN ș.a).

În apele naturale fosforul poate fi în stare dizolvată sub formă de săruri a acidului ortofosforic H_3PO_4 (fosforul mineral) [108, 263] și compuși organici (fosforul organic) [254]. În apele naturale precum și în cele reziduale fosforul poate exista în diferite forme. În afară de aceasta există diferiți compuși fosfororganici – acizi nucleici, nucleoproteide, fosfolipide ș.a. care la rândul său pot fi prezenți în apă, fiind în calitate de produși a activității vitale a organismelor vii sau ca produși a descompunerii organismelor vegetale și animale. La compușii fosfororganici se referă și unele pesticide [199, 200].

Fosforul în apele naturale poate să se conțină și în formă nesolubilă, sub formă de fosfați în suspensii sau greu solubili, inclusiv minerale naturale, proteice, compuși fosfororganici, resturi de organisme perite ș.a. În faza solidă, fosforul, de obicei se conține în depunerile subacvatice, însă, uneori poate să se conțină și în apele reziduale sau în cele naturale puternic poluate. Spre deosebire de azot, acest element trece prin toate lanțurile trofice, și poate migra cu apa numai din litosferă în hidrosferă, iar reintoarcerea lui parțială în litosferă are loc numai pe cale biologică [267] (Figura 3.13).

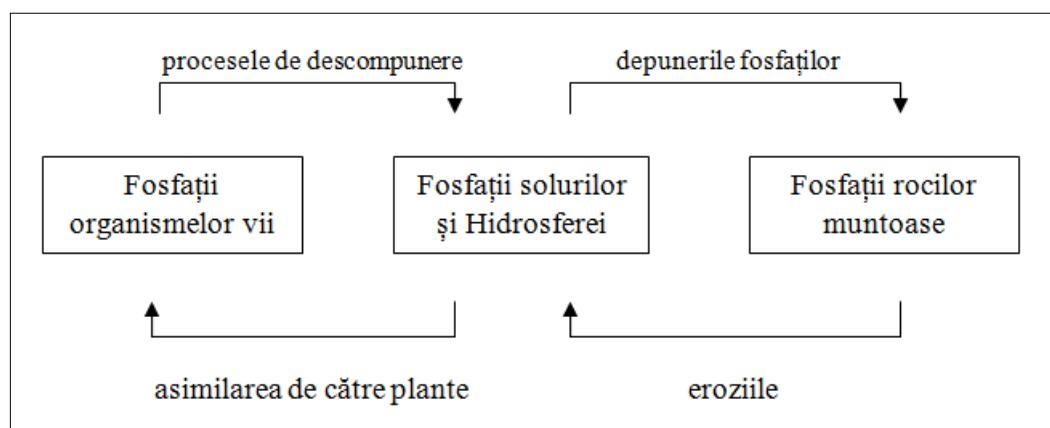


Fig.3.13. Circuitul fosforului în natură, după [267, p. 315]

Dintre toate elementele nutriției minerale a plantelor fosforul este cel mai deficitar în natură. Importanța fosforului ca factor inhibitor în înmulțirea organismelor vii în natură este legat nu numai de rolul lui biologic important dar și de aceea că în comparație cu alte elemente el se întâlnește destul de rar [108, 264].

Fiind un element necesar vieții, conținutul excesiv în apă este un indice de poluare, ce provoacă eutrofizarea ecosistemelor acvatice. Fosfații împreună cu nitrații stimulând creșterea algelor și macrofitelor duce după sine la dezvoltarea abundentă a zooplanctonului care la rândul său duce la dezvoltarea faunei superioare care folosesc oxigenul în procesul de respirație [226].

Odată cu creșterea numerică a hidrobionților crește și numărul organismelor perite care pentru descompunere aerobă are nevoie de oxigen. Cu toate acestea are loc creșterea bruscă a consumului de oxigen fiind urmată de urmări negative: incapacitatea plantelor de a produce oxigen într-un timp foarte scurt necesar florei și faunei, peirea microorganismelor aerobe și înlocuirea cu cele anaerobe. În prezent, eutrofizarea ecosistemelor acvatice [233] a devenit o problemă destul de acută în diferite țări ale lumii [108, 245]. Substanțele organice descompuse în condiții anaerobe influențează foarte mult calitatea apei și dacă nu sunt întreprinse măsuri de urgență de restabilire la timpul potrivit, aceasta face imposibil ca în viitorul apropiat starea ecosistemului să-și revină la condiții aerobe [199, 200].

Așa ca și pentru azot, schimbul între formele anorganice ale fosforului pe de o parte, și organisme vii pe de altă parte, reprezintă factorul de bază ce-i determină conținutul lui în apă, realizat la rândul său prin două procese importante opuse – fotosinteza și descompunerea compușilor organici. Ioni de fosfat sunt intens utilizați de fitoplancton, fitobentos și macrofite. Iar în procesul activității vitale a biotei și a destrucției compușilor organici cea mai mare parte de fosfați utilizați de hidrobionți se reîntorc în stratul de apă [99, 275].

Conținutul fosforului este supus dinamicii sezoniere, deoarece depinde de raportul intensității proceselor de fotosinteză și oxidarea biochimică a substanțelor organice. De obicei, concentrații minime se înregistrează primăvara și vara, iar maxime – toamna și iarna.

În șirul de elemente cum ar fi azotul și siliciul, fosforul determină statutul trofic al ecosistemului acvatic și limitează dezvoltarea vegetației acvatice și a hidrobionților [271, 272].

Analiza observațiilor multianuale a conținutului de fosfor precum și a coraportului dintre forma lui minerală și cea organică în fluviul Nistru arată că pe parcursul anilor s-au produs modificări semnificative datorită impactului antropic în bazinul său hidrografic. Conținutul sporit al fosforului în fl. Nistru în perioada anilor 1980 -1990 a fost determinat de maximul utilizării îngrășămintelor fosfatice, ce a corespuns cu cea mai intensă perioadă de dezvoltare a agriculturii, inclusiv a chimizării structurilor industriale [278].

Investigațiile efectuate în ultimii ani ne arată că conținutul fosforului organic este superior celui mineral [5, 7], indiferent de micșorarea măsurilor agricole și a micșorării utilizării îngrășămintelor (Figura 3.14).

Cele mai înalte concentrații ale fosforului organic în apele fl. Nistru au fost înregistrate în perioada de vară 2012, a cărui conținut au depășit valorile de 2,5 mg P/l, iar al fosforului mineral - tot în perioada de vară anul 2015. De menționat că atât anul 2012 cât și 2015 sunt considerați cei mai secetoși ani cu un debit al apei sub 50% în comparație cu valorile mediale multianuale. Și anume în perioada de secetă influența negativă a revărsării apelor reziduale este mult mai evidentă.

S-a stabilit că, în perioada anilor 2011-2015 în majoritatea de cazuri conținutul fosforului organic domina asupra conținutului de fosfor mineral cu excepția anului 2011, când conținutul fosforului mineral a depășit conținutul fosforului organic. În ceilalți ani 2012-2015, conținutul fosforului organic în mediu a fost de 2-3 mai sporit decât cel mineral iar uneori și de 7 ori (Vadul-lui-Vodă, primăvara, 2012). S-a evidențiat că sporirea conținutului de fosfor organic asupra celui mineral corespunde cu perioadele de primăvară-vară, iar în perioada de toamnă deseori alcătuiește un raport de 1:1.

Comparația dinamicii fosforului în ecosistemele fl. Nistru din anii '80 -'90 ai secolului trecut [278] cu cele din ultimii ani ne mărturisește despre o poluare a ecosistemului acvatic cu compușii fosforului organic. Raportul dintre formele minerale și organice ale fosforului depinde de mai mulți factori - valorile pH-ului, consumul biochimic și chimic al oxigenului, valorile redox potențialului, diversitatea, indicii cantitativi ai hidrobionților.

Analiza dinamicii multianuale (timp de 20 ani) a conținutului de fosfor în râul Prut relevă faptul că, începând cu 2011 s-a înregistrat o tendință clară de majorare, atingând valoarea maximă de 0,14 mgP/l în anul 2015 (Figura 3.14.).

Coraportul dintre fosforul mineral și cel organic stabilit pe parcursul ultimilor 20 ani indică prevalarea conținutului de fosfor organic asupra celui mineral, care a alcătuit de la 60% (anii 2011-2014) până la 80% (2009 și 2010) din conținutul total al fosforului. Numai în anul 2015 raportul dintre conținutul fosforului mineral și cel organic în r. Prut a fost de 1:1.

Dinamica spațială a compușilor de fosfor denotă despre aportul antropic în majorarea conținutului lor pe cursul apei atât în fl. Nistru cât și r. Prut (Figura 3.15.).

Dinamica spațială a fosforului total în fl. Nistru s-a caracterizat prin sporirea lui pe cursul râului. Majorările au fost înregistrate în sectorul superior până la Soroca, în lacul de acumulare Dubăsari și mai amplu în sectorul inferior de la Varnița până la Palanca.

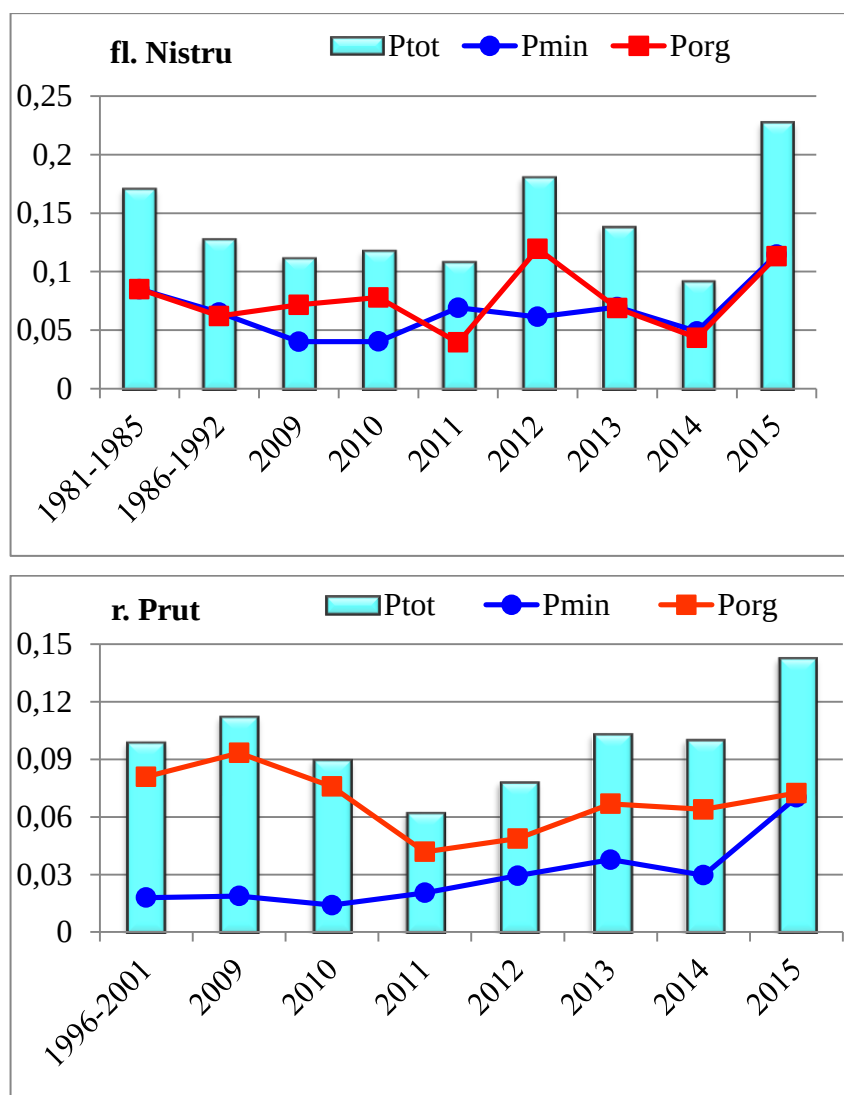


Fig.3.14. Dinamica multianuală a conținutului fosforului mineral (Pmin), organic (Porg) și total (Ptot) în apa fl. Nistru și r.Prut, 2009-2015, mgP/l

Dinamica similară a fosforului total pe cursul fluviului Nistru a fost caracteristică și pentru compușii fosforului mineral și organic (Figura 3.15.).

Dinamica spațială a formelor compușilor de fosfor în apele r. Prut a înregistrat majorări începînd cu stația Leușeni care s-a menținut pînă la stația Giurgiulești. Pe tot cursul apei conținutul fosforului organic a depășit conținutul celui mineral în medie cu 0,02-0,03 mgP/l. Aceeași tendință de migrare spațială în r. Prut au și concentrațiile compușilor fosforului mineral și organic (Figura 3.15.).

Deoarece conținutul fosforului depinde de raportul dintre intensitatea proceselor de fotosinteză a producției primare și descompunerea compușilor organici, conținutul lui este supus unei dinamici sezoniere cu concentrații minime în perioada de primăvară și vară și maxime în perioada de toamnă (Figura 3.16.). Ca și în ceilalți ani în sezonul de iarnă rezerva de fosfor se

formează pe contul conținutului atât a compușilor minerali cât și cei organici, aproape cu un raport egal între ele.

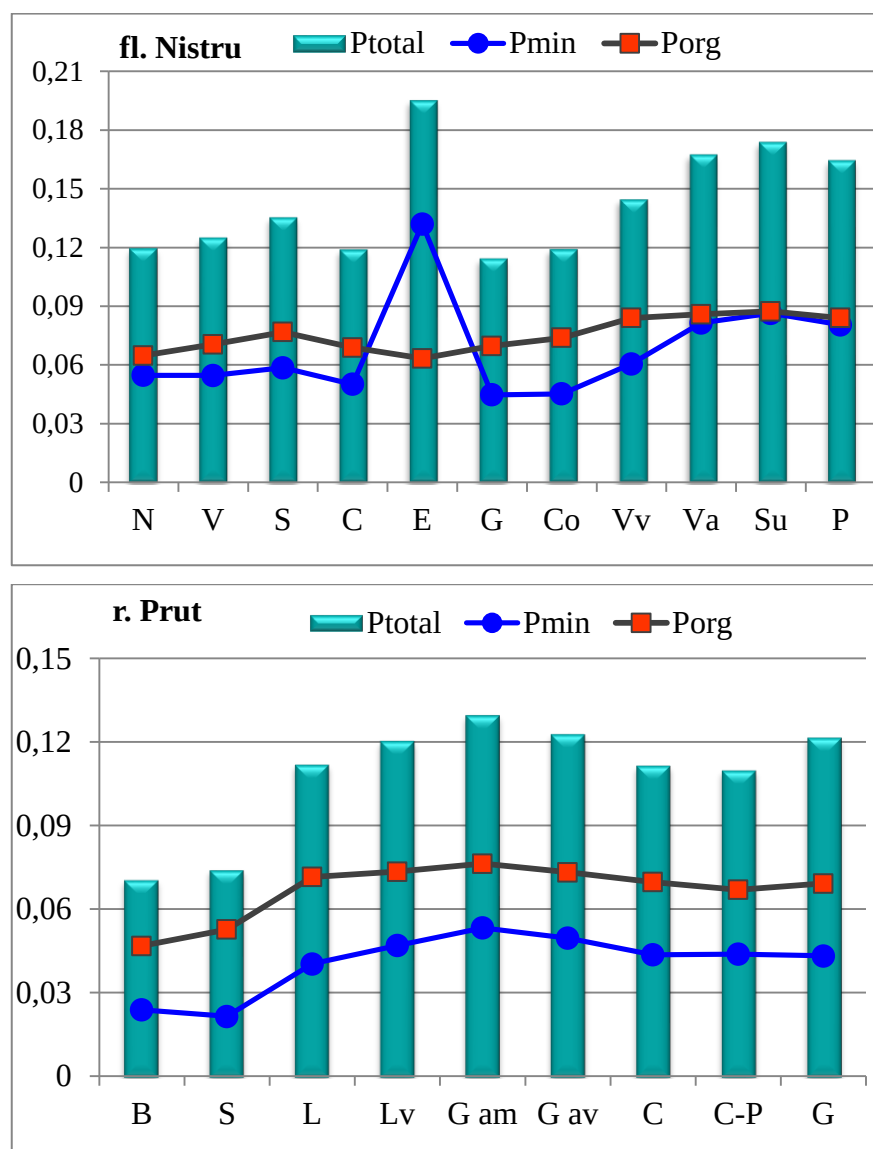


Fig. 3.15. Dinamica spațială a fosforului mineral (Pmin), organic (Porg) și total (Ptot) în fl. Nistru (N-Naslavcea, V-Vălcineț, S-Soroca, C-Camenca, E-Erjovo, G-Goieni, Co -Cocieri, Vv -Vadul lui Vodă, Va -Varnița, Su -Sucleia, P-Palanca) și r.Prut (B-Braniște, S-Sculeni, L – Leușeni, Lv-Leova, Gam-Gotești amonte, Gav-Gotești aval, C-Cahul, C-P-Cișlița-Prut, G-Giurgiulești), valori medii anuale, 2009-2015, mgP/l.

Primăvara, fosforul mineral practic absolut este consumat de către fitoplancton, în stratul de apă rămîne și predomină fosforul organic, a cărui conținut s-a micșorat în comparație cu cel din iarnă.

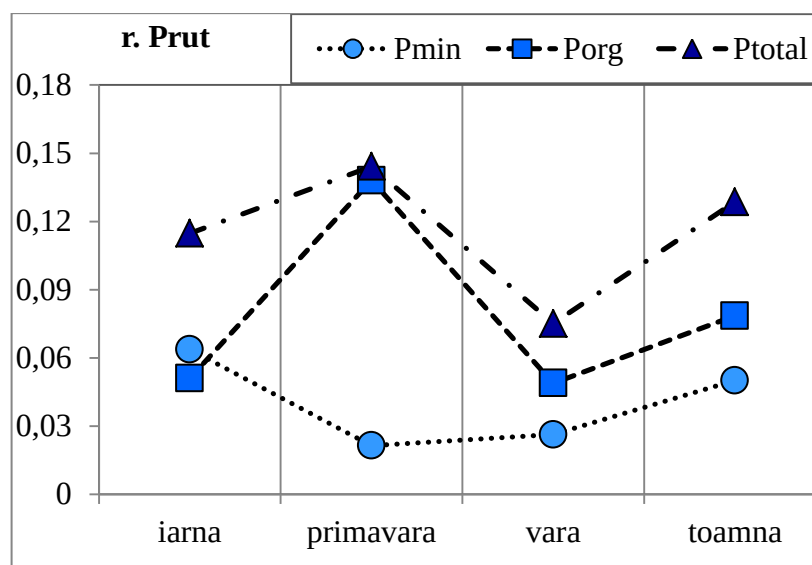


Fig.3.16. Dinamica sezonieră a fosforului mineral (Pmin), organic (Porg) și total (Ptot) în r. Prut, 2013 mgP/l

Prevalarea fosforului organic asupra celui mineral s-a înregistrat și în celelalte perioade de vară și toamnă. În perioada de vară, în condiții de stagnare conținutul fosforului mineral puțin sporește. Toamna continuă creșterea conținutului ambelor forme ale compușilor de fosfor.

Pentru a explica dinamica compușilor de fosfor a fost efectuată o cercetare a corelației compușilor de fosfor cu un grup de bacterii ecologo-fiziologice. În acest sens investigațiile complexe asupra stării hidrochimice și hidrobiologice efectuate în cadrul proiectelor realizate în Laboratorul de Hidrobiologie și Ecotoxicologie al Institutului de Zoologie, AȘM ne demonstrează că dinamica și raportul dintre conținutul fosforului mineral și cel organic în apele fl. Nistru și lacul Dubăsari este determinat, atât de factorii fizico-chimici, cât și de efectivul, biomasa și producția plantelor și organismelor acvatice.

Este stabilită o corelație directă între concentrația fosforului mineral și fosforului total cu cantitatea bacteriilor saprofite (Figura 3.17) și o corelație între concentrația fosforului mineral în straturile de apă și efectivul bacteriilor care participă în circuitul fosforului în mediul acvatic (Figura 3.18).

Procesele de migrație a fosforului cât și raportului între fosforului organic și mineral depinde de mai mulți factori inclusiv și de efectivul și productivitatea mai multor grupe de alge microorganisme, precum și microfungi. Evoluția sezonieră a microorganismelor fosfatsolubilizatoare, fosfatmineralizatoare, saprofite, marchează o abundență maximă în sezonul de vară ceea ce se datorează temperaturii înalte din această perioadă [7]. De cele mai multe ori, în perioada de vară, în special când este evidentă înflorirea apei concentrația fosforului este

scăzută, iar în perioada următoare începe să crească, ca rezultat al ritmului de mineralizare, așa cum a fost în anul - 2015 [7].

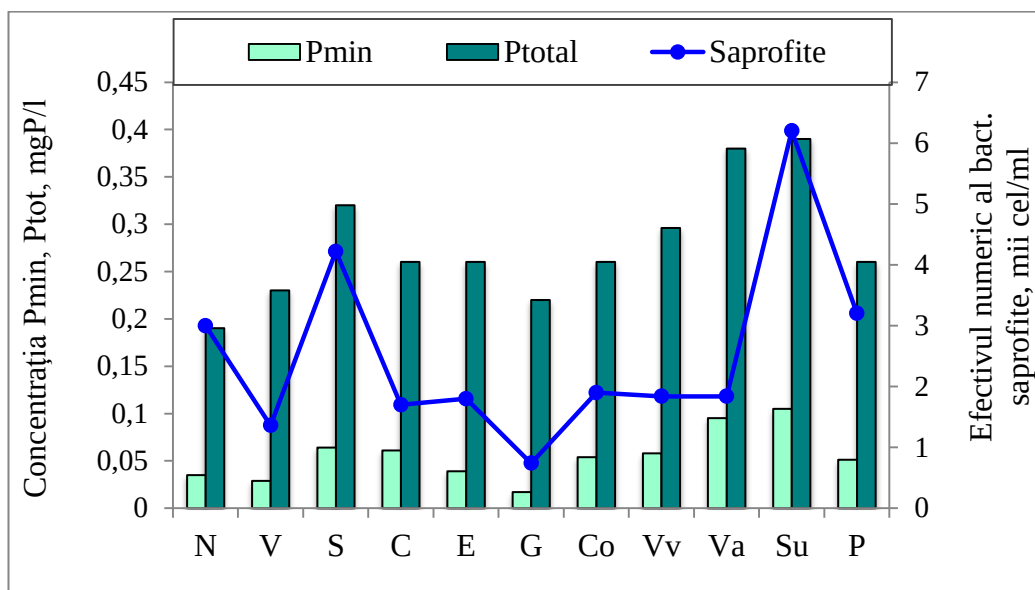


Fig.3.17. Raportul dintre efectivul numeric al bacteriilor saprofite (mii.cel/ml) și concentrația fosforului mineral și total, în fl. Nistru, mg P/l, vara 2012

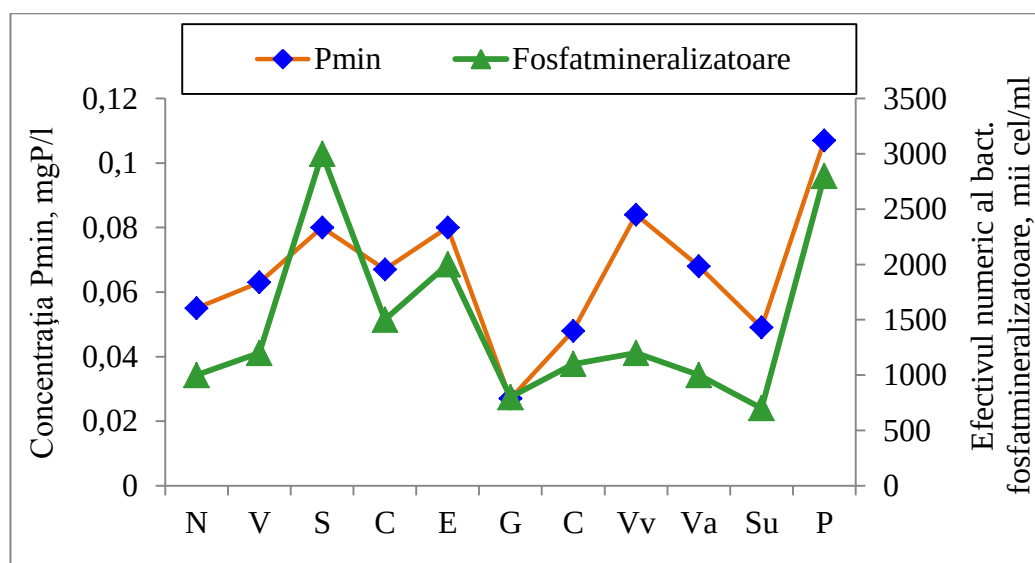


Fig.3.18. Raportul dintre efectivul numeric al bacteriilor fosfatmineralizatoare (mii.cel/ml) și concentrația fosforului mineral, în apele fl. Nistru, mg P/l, vara 2011

La fel și dezvoltarea microorganismelor este în funcție de o serie întreagă de factori biotici și abiotici (concentrația fosforului mineral, fitoplanctonului, oxigenul, temperatura, pH-ul, radiația solară ș.a.), din această cauză nu întotdeauna există o corelație pozitivă evidentă între conținutul fosforului și bacteriile implicate în descompunerea lui. Ca exemplu, microorganismele implicate în circuitul fosforului nu au corelat perfect cu concentrația de fosfați la degradarea

căruia au participat și în anul 2015, o corelație pozitivă a fost înregistrată numai în cursul Inferior al Nistrului (Figura 3.19).

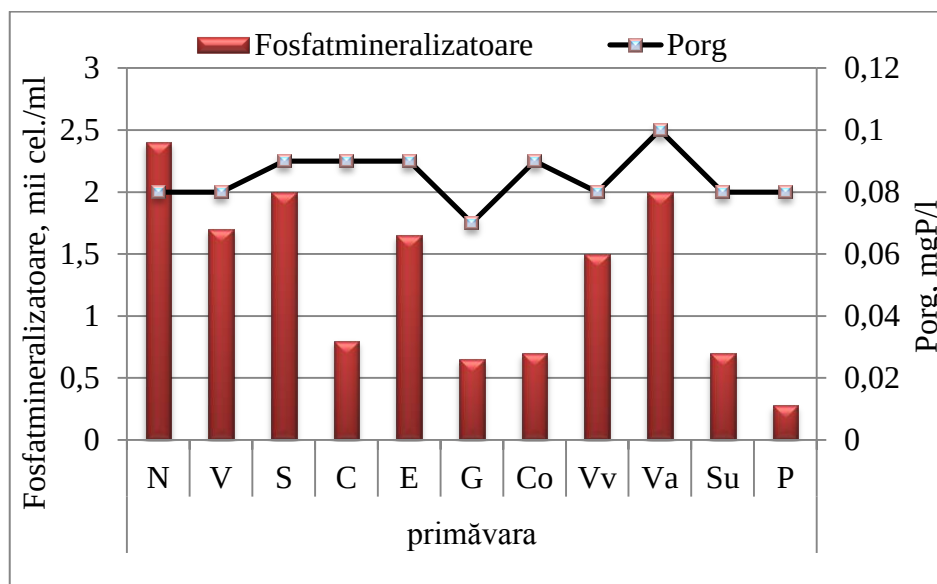


Fig. 3.19. Dinamica conținutului microorganismelor fosfatmineralizatoare (mii cel./ml) și conținutul fosforului mineral (mgP/l) în apa fl. Nistru (N-Naslavcea, V-Vălcineț, S-Soroca, C-Camenca, E-Erjova, G-Goieni, Co -Cocieri, Vv - Vadul-lui-Vodă, Va -Varnița, Su -Sucleia, P-Palanca), primăvara, 2015

Migrația fosforului în sistemul apă-hidrobionți-sedimente subacvatice. În condiții naturale, compușii fosforului pătrund în ecosistemele acvatice continentale pe calea dezagregării rocilor. În lacuri, elementele biogene sunt asimilate de către hidrobionți și nivelul bioproductiv al ecosistemului depinde atât de conținutul total al lui cât și de raportul dintre formele lui în stratul de apă. Fiind implicat activ în circuitul intrabazinal, elementele biogene se acumulează în depunerile subacvatice. Cel mai intens în depunerile subacvatice ale lacurilor se acumulează compușii fosforului [78, 79, 199, 200].

Prezența fosforului mineral în apele terestre este una din condițiile de bază a nutriției pentru plantele acvatice. Conținutul fosforului în depunerile subacvatice ale fl. Nistru depinde în primul rând de tipul sedimentelor și de capacitatea lor de acumulare a nutrienților [74, 75].

În circuitul și raportul diferitor forme de migrație a fosforului, alături de factorii hidrologici (debitul, viteza, valorile temperaturii, transparența apei) și hidrochimici (dinamica oxigenului dizolvat, substanțelor organice, valorile pH-ului, redox-potențialului, consumul chimic și biochimic al oxigenului) un rol deosebit le revin organismelor acvatice (bacterii, alge, nevertebrate planctonice și bentonice, ihtiofauna) [65].

Macrofitelor (*Phragmites australis*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Ceratophyllum demersum*, ș.a.) și moluștelor (*Dreissena polymorpha*, *Theodoxus fluviatilis*, *Fagotia acicularis* ș.a.), le revin un rol deosebit în acumularea fosforului fiind considerați biofiltratori și macroacumulatori care determină formarea calității apei, bazei trofice, a circuitului de energie în ecosistemele acvatice prin determinarea fluxurilor de migrație biogenă a substanțelor chimice în ecosistemele acvatice [203-206]. Aceste sunt speciile de bază a hidrobiocenozelor ecosistemelor fluviului Nistru [50] ce înregistrează indicatori sporți ai efectivului numeric și biomasei.

Dinamica concentrațiilor și migrația fosforului în ecosistemele acvatice inclusiv în sistemul apă – depuneri subacvatice – hidrobionți depind atât de condițiile hidrologice, fizico-chimice, biologice cât și de particularitățile compușilor de fosfor.

Procese și forme de migrație ale fosforului în ecosistemele acvatice sunt într-o dependență evidentă de metabolismul bacteriilor, intensitatea proceselor de fotosinteză, efectivul și biomasa fitoplanctonului, și a altor hidrobionți, schimbul cu depunerile subacvatice, însă mult depinde și de pătrunderea apelor reziduale și a celor de pe câmpurile agricole. Recent a fost stabilită o corelație evidentă între concentrațiile fosforului mineral și organic cu efectivul unor grupe de bacterii planctonice și biomasa fitoplanctonului, îndeosebi în perioada vegetală [207].

Fosforul migrează în ecosistemele acvatice în stare solubilă, coloidală și în suspensii. Fosforul destul de intens se absoarbe de către particulele în suspensii, care în cele din urmă, la o viteză mică a apei, se depun în depunerile subacvatice. În anumite condiții în dependență de valorile pH-ului, redox potențialului apei și a sedimentelor, conținutul substanțelor organice, se observă un proces invers - când compușii fosforului migrează din depunerile subacvatice în straturile de apă. În procesele de migrație a fosforului în sistemul „apă - depuneri subacvatice” un rol deosebit le revin microorganismelor acvatice - algelor, în special macrofitelor, organismelor filtratoare, peștilor [134, 170].

Mecanismele de migrare a fosforului în sistemul apă - depuneri subacvatice sunt complicate și depinde de particularitățile compușilor de fosfor din depunerile subacvatice, de conținutul lor precum și de condițiile fizico-chimice, hidrologice și biologice care se petrec la hotarul dintre aceste două sisteme. Pentru a determina migrația diferitor forme ale fosforului în anii 2011-2012 s-a cercetat și nivelul compușilor de fosfor în cea mai mobilă parte a sedimentelor – soluția apoasă obținută prin centrifugarea sedimentelor subacvatice proaspăt colectate (Tabelul 3.2). În majoritatea cazurilor concentrațiile fosforului mineral în soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice au fost mai mare (de 3-15 ori) decât cele din straturile de apă, unele excepții s-au înregistrat la Varnița (vara) și la Sucleia (toamna) în anul 2011, când

concentrațiile fosforului mineral în stratul de apă au fost cca de 4 ori mai mari în comparație cu cele din soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice (Tabelul 3.2.).

Tabelul 3.2. Dinamica fosforului mineral - P_{min} , organic - P_{org} și total – P_{tot} în soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice din fl. Nistru, mgP/l

			P_{min}	P_{org}	P_{total}
2011	vara	Vadul-lui-Voda	0,076	0,009	0,085
		Varnița	0,308	0,264	0,572
		Sucleia	0,039	0,075	0,114
		Palanca	0,052	0,054	0,106
	toamna	Vadul-lui-Voda	0,096	0,124	0,220
		Sucleia	0,382	0,298	0,680
		Palanca	0,072	0,104	0,176
2012	primăvara	Volcineț	0,315	0,653	0,968
		Soroca	0,125	0,443	0,568
		Camenca	0,165	0,463	0,628
		Vadul-lui-Voda	0,130	0,006	0,136
		Varnița	0,155	0,337	0,492
		Palanca	0,130	0,070	0,200
	vara	Camenca	0,185	1,711	1,896
		Vadul-lui-Voda	0,160	0,056	0,216
		Varnița	0,205	0,779	0,984
		Sucleia	0,365	1,095	1,46
		Palanca	0,190	0,046	0,236
	toamna	Camenca	0,900	0,500	1,400
		Vadul-lui-Voda	0,195	0,057	0,252
		Varnița	1,330	4,650	5,980
		Sucleia	0,285	0,039	0,324
		Palanca	0,180	0,016	0,196

Aceasta a fost legat cu poluarea fluviului, cât și de cantitatea substanțelor organice dizolvate, și a suspensiilor organice cât și de cantitatea bacteriilor planctonice, care au fost mult mai sporite în apele fluviului (Varnița, Sucleia).

Condițiile fizico-chimice (valorile pH-ului, concentrația oxigenului dizolvat, consumul chimic al oxigenului) cât și raportul dinre concentrațiile fosforului în stratul de apă și soluțiile

apoase ale depunerilor subacvatice ne permit să concludem că migrația fosforului mineral în fluviul Nistru decurge din apă în depunerile subacvatice.

În dinamica sezonieră a fosforului în anul 2011, atât la Vadul-lui-Vodă cât și la Sucleia a fost înregistrată o tendință asemănătoare, și anume, conținut sporit de fosfor în soluțiile depunerilor subacvatice și minim în apă în perioada de vară, și conținut minim în depunerile subacvatice și maxim în apă, în perioada de toamnă.

Rezultatele obținute în anul 2012 au indicat că, în acest an comparativ cu 2011, în fluviul Nistru pe tot cursul râului conținutul fosforului mineral din depunerile subacvatice a fost mai mare decât conținutul fosforului mineral din apă.

În aspect sezonier în anul 2012 în perioada de primăvară cel mai mare conținut al fosforului mineral în depunerile subacvatice a fost înregistrat la Vălcineț (0,315 mgP/l), în perioada de vară - la Sucleia (0,365 mgP/l) și în perioada de toamnă - la Varnița (1,33 mgP/l). Dacă pe cursul râului conținutul fosforului mineral din depunerile subacvatice a întrecut conținutul fosforului mineral din apă de la 3 până la 12 ori, atunci la Vălcineț în perioada de primăvară s-a înregistrat o creștere de 52,5 ori.

În ceea ce privește dinamica conținutului fosforului total din apă și soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice din fluviul Nistru - la Vadul-lui-Vodă și Palanca, numai în perioada de vară (2011 și 2012) valoarea fosforului total din apă depășea valoarea din depunerile subacvatice de cca 1,5 ori (Tabelul 3.2.). În rest, la celelalte stații din sectorul inferior al fluviului Nistru, pe parcursul anului 2011 conținutul fosforului total din depunerile subacvatice a prevalat asupra conținutului de fosfor din straturile apei.

Concentrațiile scăzute de fosfor mineral în soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice în perioada de vară poate fi explicat prin existența la Palanca și la Sucleia a macrofitelor *Phragmites australis* care în această perioadă utilizează și acumulează cel mai mult substanțele biogene și microelementele în procesele metabolice din substratele subacvatice [206].

La reîntoarcerea fosforului în stratul de apă, contribuie și activitatea vitală a peștilor, bentosului precum și a macrofitelor. Pentru dezvoltarea sa, macrofitele folosesc fosforul din sedimente sau apă care, la rândul lui, îl vor elibera înapoi în aceleași medii în perioada de toamnă-iarnă [134], intervenind în circuitul fosforului.

În anul 2011 concentrațiile fosforului total în depunerile subacvatice ale fluviului Nistru nu a depășit valoarea de 1 mgP/l atunci în 2012 la unele sectoare (la Camenca, Sucleia și Varnița s-a înregistrat o sporire a conținutului fosforului total în depunerile subacvatice de 2-5 ori (Tabelul 3.2.).

De menționat și faptul că în toamna anului 2012 la Varnița au fost înregistrate cele mai mari valori ale conținutului compușilor de fosfor: fosfor mineral (1,33 mgP/l), fosfor organic (4,65 mgP/l) și fosfor total (5,98 mgP/l). Este evidentă influența poluării râului în perioada de secetă.

Rezultatele investigațiilor denotă faptul că, în dinamica spațială (pe cursul râului), între concentrațiile fosforului total din soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice și cele din apă este o corelație invers proporțională ($r=0,98$) - la sporirea concentrației fosforului total din apă are loc micșorarea lui în depunerile subacvatice.

Cum s-a marcat mai sus, în ecosistemele acvatice, o verigă importantă în migrarea biogenă a fosforului le revine hidrobionților anume prin procesele sale metabolice [6, 109, 199], când fosforul se acumulează în organismele acvatice, migrează în lanțurile trofice, apoi se reîntorc din nou în straturile de apă sau, ca exemplu, împreună cu cochilia se depun pe un timp îndelungat în depunerile subacvatice [160, 218].

Printre nevertebratele ecosistemelor acvatice ale Moldovei moluștele, conform biomasei, reprezintă grupul dominant, ceea ce de la sine presupune rolul lor esențial în redistribuirea metalelor între componenții ecosistemelor acvatice. Moluștele reprezintă un grup de filtratori biologici, importanța cărora în migrația substanțelor chimice în ecosistemele acvatice este greu de supraapreciat. Aceste animale posedă coeficienți destul de înalți de acumulare a elementelor chimice, care ating 10^6 [257].

Noi am cercetat acumularea fosforului în 3 specii de moluște *Dreissena polymorpha*, *Theodoxus fluviatilis* și *Fagotia acicularis*. S-a studiat acumularea fosforului în speciile de moluște sus-numite pe cursul fluviului Nistru în dependență vîrstă, și totodată în aspect sezonier.

Pentru specia *T. fluviatilis* (exemplare cu lungimea corpului de 0.5 mm), s-a stabilit că nivelul de acumulare al fosforului are o tendință evidentă de creștere din primăvară spre toamnă când concentrația fosforului este de 2 ori mai mare în comparație cu cea din primăvară.

Nivelul de acumulare al fosforului în corpul *Theodoxus fluviatilis* este în dependență de concentrația fosforului în apele și depunerile subacvatice ale ecosistemelor investigate - cu sporirea conținutului de fosfor total din apă și soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice pe cursul râului se observă și o creștere a conținutului de fosfor total în corpul *Theodoxus fluviatilis* (Figura 3.20.). Analogic, este dinamica acumulării fosforului și în corpul *Fagotia acicularis* - creșterea concentrației pe cursul fluviului Nistru din primăvară spre toamnă, fiind la Camenca egală cu 1,88 mg/g de masă abs. uscată, la Varnița - 2,0 mg/g de masă abs. uscată și la Sucleia de 2,13 mg/g de masă abs. uscată.

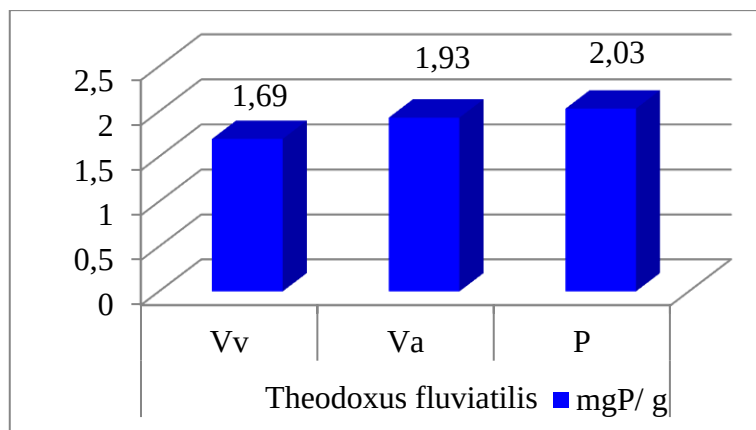


Fig.3.20. Concentrația fosforului (mgP/g de masă abs. uscată) în corpul *Theodoxus fluviatilis* (n=45), în fl. Nistru (Vv - Vadul lui Vodă, Va -Varnița, P-Palanca), toamna, 2012

Prin analiza rezultatelor de acumulare a fosforului în 310 indivizi ai speciei *Fagotia acicularis* s-a stabilit o dependență evidentă pozitivă dintre lungimea corpului și conținutul de fosfor în indivizii acestor specii colectați la Camenca ($r>0.82$) și la Varnița ($r>0.97$).

Dreissena polymorpha este o specie dominantă din moluștele bivalve în ecosistemele acvatice ale Moldovei. Rolul acestei moluște în migrația biogenă a substanțelor chimice este destul de mare [179] și este determinat de metabolismul, efectivul, biomasa, producția acestei specii și starea mediului de trai. Nivelul de acumulare al fosforului în corpul dreisenei este în dependență directă de masa corpului (Figura 3.21).

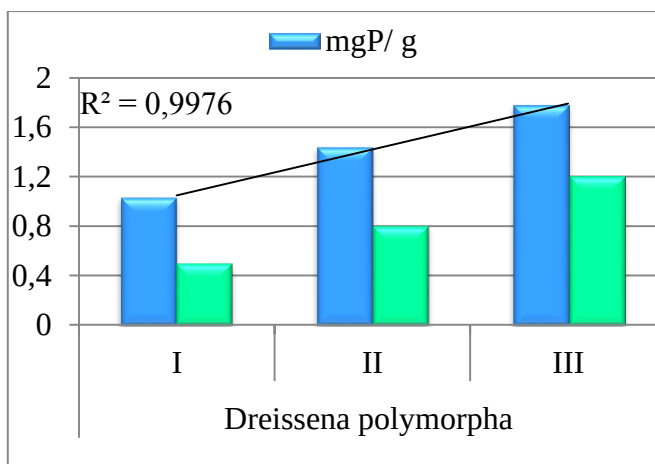


Fig.3.21. Concentrația fosforului (mgP/g de masă abs. uscată) în corpul *Dreissena polymorpha* (n=23) pe grupe de vârste Gr.I (L=0.5 cm); Gr.II (L=0.8 cm); Gr.III (L=1.2cm), în fl.Nistru.

În calcul a fost luat concentrația fosforului în dependență de lungimea corpului *Dreissena polymorpha* într-un diapazon mic de fluctuații - de la 0,5 până la 1,2 cm și observăm o corelație ($r>0.9$) destul de înaltă.

3.3. Dinamica siliciului în sistemul apă-depuneri subacvatice

Siliciul – (de la lat. silex – piatră tare, granit), element chimic din gr. IV-a al Sistemului Periodic D.I. Mendeleev, cu Nr. de ordine 14 și greutatea atomică 28,086, care după gradul de răspândire este al doilea element pe Terra (după oxigen) și alcătuiește 28% în scoarța terestră [64,68]. În natură se întâlnește sub formă de oxizi, baze ale acestora și săruri. Nu apare liber în natură, ci doar în combinație cu oxigenul [151].

În componența apelor naturale, siliciul, este un element stabil întâlnit, ce pătrunde în ecosistemele acvatice în rezultatul procesului de gelivatie (proces de dezagregare a rocilor sub influența variațiilor de temperatură) a silicaților sau a aluminosilicaților din componența rocilor de bază sau a solurilor zonei adiacente ecosistemelor acvatice [93, 122]. Siliciul este macronutrientul principal pentru algele diatomee (*Bacillariophyceae*), omniprezente în comunitățile de fitoplancton, ce le revin 25 % din toată producția primară netă la nivel global [190], limitarea căruia este mai gravă decât ar fi limitarea după azot (N) sau fosfor (P) [106].

Conform datelor Laboratorului Hidrobiologie și Ecotoxicologiei este stabilită o corelație evidentă între concentrația siliciului și biomasa algelor diatomee (Figura 3.22).

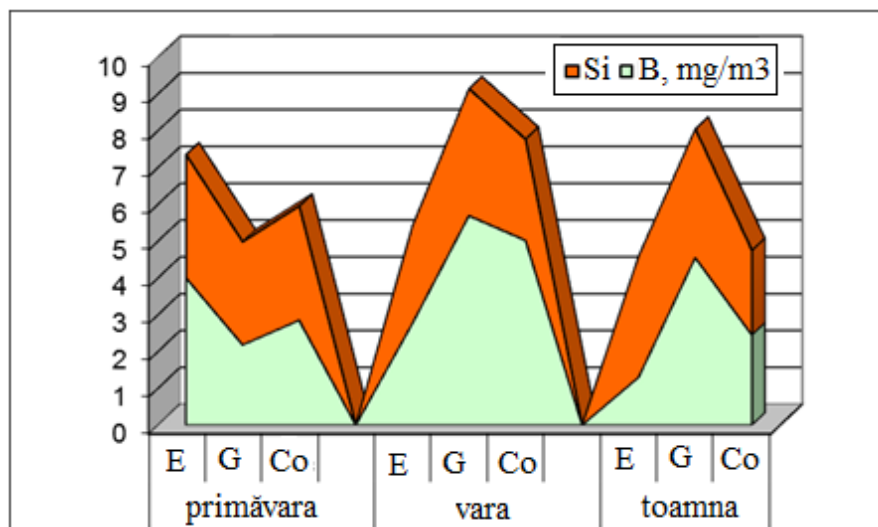


Fig. 3.22. Corelația între biomasa (B , mg/m^3) algelor *Bacillariophyta* și concentrația siliciului (Si , mg/l) în lacul de acumulare Dubăsari (*E*-Erjovo, *G*-Goieni, *Co*-Cocieri)

Siliciul este un micronutrient și pentru alte organisme vegetale și animale, ce face parte din componența tisulară a plantelor și a animalelor (țesutul osos, conjunctiv) [84], se conține în scheletul animalelor vertebrate și se poate acumula în unele specii de protozoare și alge. Unele din proprietățile siliciului similare cu ale fosforului (P), constă în aceea că fiind considerat ca un macronutrient pentru organismele acvatice poate limita producția primară în apele naturale [80].

Dinamica multianuală a compușilor de siliciu în fluviul Nistru și râul Prut prezintă întocmai aceeași tendință a conținutului lui în stratul de apă (Figura 3.23).

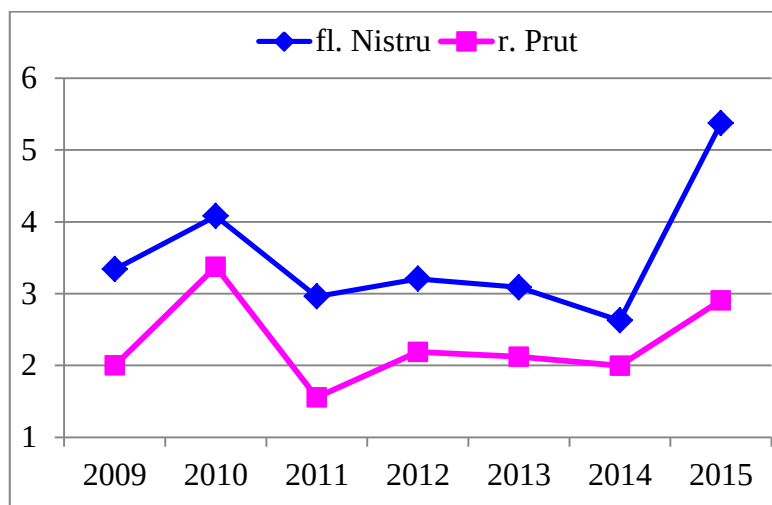


Fig. 3.23. Dinamica multianuală a compușilor de siliciu (Si) în fl.Nistru și r. Prut, mg/l, 2009-2015

Dinamica multianuală și spațială (Figura 3.24) denotă că pentru fluviul Nistru sunt caracteristice concentrațiile mai mari a compușilor de siliciu decât pentru râul Prut. Totodată, rezultatele investigațiilor demonstrează că conținutul compușilor de siliciu se micșorează pe cursul râurilor.

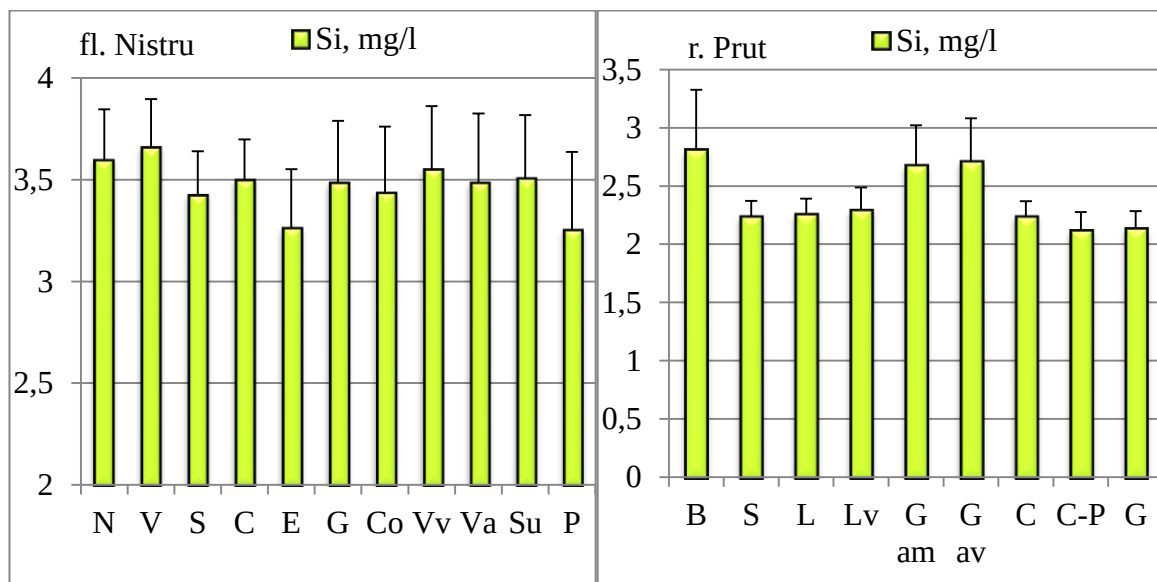


Fig. 3.24. Dinamica spațială a compușilor de siliciu în fl.Nistru (*N-Naslavcea, V-Vălcineț, S-Soroca, C-Camenca, E-Erjovo, G-Goieni, Co -Cocieri, Vv -Vadul lui Vodă, Va -Varnița, Su Sucleia, P-Palanca*) și r.Prut (*B-Braniște, S-Sculeni, L-Leușeni, Lv-Leova, Gam – Gotești amonte, Gav-Gotești aval, C-Cahul, C-P-Cîșlița-Prut, G-Giurgiulești*), valori medii anuale, 2009-2015, mg/l.

În depunerile subacvatice ale fl. Nistru, compușii siliciului au fost depistați în cantități de ordinul unităților și zecilor, cu valoarea maximă de 27,5 mg/l la Vălcineț și minimă de 7,33 mg/l la Vadul lui Vodă.

Calitatea apelor. La ora actuală estimarea calității apei reprezintă o măsură importantă sistematică în aprecierea funcționării ecosistemelor acvatice prin monitorizarea diferitor tipuri de parametri precum și prognozarea evoluției calității apei. Studiind procesele de migrație, dinamica, sursele de pătrundere a elementelor nutritive în ecosistemele acvatice investigate ne-a permis totodată să evaluăm calitatea apei conform art. 8 din Directiva Cadru din domeniul apelor (2000/60/EC) [91], care presupune clasificarea apelor de suprafață în 5 clase de calitate în dependență de concentrațiile indicatorilor investigați. Calitatea apei fluviului Nistru și râului Prut s-a evaluat în funcție de valorile medii anuale conform [34].

Valorile medii anuale a ionilor de amoniu în fluviul Nistru au indicat o înrăutățire a calității apei trecând de la clasa I de calitate, *foarte bună*, (anii 2009, 2010, 2011) la clasa a II (*bună*) (2012, 2014) și a III (*moderat poluată*) (2015).

În r. Prut, dublarea conținutului ionilor de amoniu în anul 2012 comparativ cu anii precedenți a provocat trecerea de la clasa a I-ea la a II-a care s-a menținut în medie și în anii următori – 2013, 2014 și 2015.

Dacă analizăm anii 2012 și 2013 se observă că în sectorul inferior al râului Prut (Cahul, Cîșlița-Prut și Giurgiulești) practic întotdeauna conținutul ionilor de amoniu atribuie apei clasa a III-ea de calitate. Au fost înregistrate unele cazuri când în fluviul Nistru, mai ales în ultimii doi ani, s-a înregistrat clasa a IV-a de calitate, ceea ce corespunde unei stări poluate provocate de acțiunea factorului antropic. După cum este indicat atât în Figura 3.2 cât și în Tabelul 3.3. ce urmează, calitatea apei Nistrului se înrăutățește la Soroca, Goieni, Varnița, Sucleia.

Nitriții în aspect multianual atribuie apei fluviului Nistru și râului Prut clasele I și II de calitate. Conform conținutului de nitriți, în perioada anilor 2011-2014, clasa a II-a de calitate a apei s-a întâlnit regulat la stațiile Soroca și Sucleia. Deja în 2015, sunt trei stații la care s-a înregistrat clasa a II-a de calitate – Soroca, Sucleia și Palanca.

Valorile medii ale conținutului fosfaților în ecosistemele investigate nu a depășit CMA. Calitatea apei conform conținutului de fosfați în fl. Nistru în ultimii 7 ani a suferit transformări esențiale trecând de la clasa I (2009, 2010) la clasa II (2011, 2012, 2013) apoi la clasa III (2015) fiind moderat poluată. Calitatea apei în râul Prut, din 2009 până în 2014 a fost de clasa a I-ea și a suferit o modificare în anul 2015 trecând în clasa a II-a.

Concentrațiile medii ale fosforului total în fluviul Nistru atribuie apei clasele a II-a (2009-2013) și a III-ea (2015) de calitate.

Tabelul 3.3. Calitatea apei, conform conținutului ionilor de amoniu (N-NH_4^+) în apa fluviului Nistru, în anul 2015

	primăvara	vara	toamna
Naslavcea	III	I	I
Vălcineț	III	I	I
Soroca	III	III	III
Camenca	II	III	II
Erjova	II	III	I
Goieni	I	IV	II
Cocieri	II	III	III
Vadul-lui-Vodă	II	III	II
Varnița	III	IV	IV
Sucleia	II	III	IV
Palanca	II	III	III

În râul Prut, în anii 2009-2015 clasa de calitate a apei conform conținutului de fosfor total a suferit careva transformări și anume: din clasa II (2009) trece în clasa I (2010,2011,2012), iar din 2013 până în 2015 trece înapoi în clasa II de calitate.

3.4. Concluzii la capitolul 3

1. Sunt stabilite și descrise trendurile multianuale a migrației, spațiale și sezoniere a dinamicii compușilor de azot (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^-), azotului mineral și organic, fosforului mineral și organic, siliciului în ecosistemele fl.Nistru și r.Prut. Precipitațiile atmosferice, scurgerile de pe terenurile agricole, apele menagere sunt factorii determinanți în dinamica elementelor nutritive.
2. Analiza statistică a datelor multianuale din perioada 2009-2015 privind conținutul ionilor de amoniu și de nitrit în apele fluviului Nistru și râului Prut a indicat sporirea lor în aspect multianual, o creștere ce corespunde unei funcții polinomice.
3. Concentrațiile compușilor ionilor de amoniu, nitrit, nitrat și fosforului mineral și organic, în 2015 au atins valorile anilor '80-90 ai secolului trecut, perioada de agricultură intensivă.
4. Conform conținutului ionilor de amoniu calitatea apelor fluviului Nistru s-a transformat din clasa I în clasa II și până în clasele III-IV (2015) și în râul Prut din clasa I în clasa II. Conținutul nitraților atribuie apele investigate la clasele I și II de calitate. Conform

conținutului compușilor de fosfor calitatea apelor în ambele ecosisteme s-a înrăutățit trecând din clasa I-II - în clasa III de calitate.

5. Sunt stabilite corelații directe între concentrația fosforului mineral și fosforului total cu cantitatea bacteriilor saprofite și cu efectivul bacteriilor care participă în circuitul fosforului în mediul acvatic, la fel dintre concentrația siliciului și algele diatomee.
6. Condițiile fizico-chimice (valorile pH-ului, concentrația oxigenului dizolvat, consumul chimic al oxigenului) cât și raportul dintre concentrațiile fosforului în stratul de apă și soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice ne permit să concludem că migrația fosforului mineral decurge din apă în depunerile subacvatice.
7. Rezultatele investigațiilor denotă faptul că, în dinamica spațială (pe cursul râului), între concentrațiile fosforului total din soluțiile apoase ale depunerilor subacvatice și cele din apă este o corelație invers proporțională ($r=-0.98$).
8. Sunt stabilite legăturile acumulării fosforului în corpul *Dreissena polymorpha*, *Theodoxus fluviatilis* și *Fagotia acicularis* în dependență de lungimea corpului acestor moluște.

4. DINAMICA ȘI IMPORTANȚA MICROELEMENTELOR NUTRITIVE ÎN ECOSISTEMELE ACVATICE

Cercetarea migrației microelementelor în apele de suprafață cât și aprecierea acțiunii microelementelor asupra unor sau altor grupe de hidrobionți are o importanță fundamentală în descifrarea proceselor funcționării ecosistemelor acvatice. În acest context trebuie de evidențiat aprecierea acțiunii microelementelor biogene asupra unor sau altor grupe de hidrobionți și cercetările ecotoxicologice orientate spre descoperirea legităților efectului tehnogen asupra nivelului de acumulare a microelementelor în hidrobionți și, în special, asupra creșterii și dezvoltării lor [55, 104, 208, 249].

Actualmente este unanim recunoscut rolul extrem de important, polifuncțional al microelementelor în procesele de respirație, hematopoeză, digestie, sporirea rezistenței față de infecții, în mecanismele de reglare a sintezei compușilor organici și în reglarea, în general, a proceselor metabolice a organismelor vii [209, 252, 253, 270]. În legătură cu aceasta, cunoașterea legităților acțiunii elementelor chimice asupra modificării intensității și direcției proceselor de biosinteză are nu doar o importanță științifică, ci și oferă mari posibilități în utilizarea microelementelor în scopul unei acțiuni direcționate asupra diferitor aspecte ale proceselor metabolice, a optimizării conținutului lor în organismul peștilor și, mai ales, în cazul reproducerii lor artificiale [185, 196, 240].

Desfășurarea lucrărilor, în scopul alcătuirii bilanțului efectului pozitiv și cel negativ a substanței, stabilirea toleranței organismelor, alături de bilanțul energiei stau la baza dezvoltării teoriei funcționării ecosistemelor acvatice.

Investigațiile noastre au fost axate asupra migrației microelementelor (seleniul, cobaltul, manganul, fierul) recunoscute recent ca elemente biogene cu rol foarte important și multilateral în metabolismul tuturor organismelor vii. S-a studiat dinamica microelementelor din apă, influența și nivelul de acumulare în pești la diferite etape ale ontogenezei.

4.1. Dinamica microelementelor în apele fl.Nistru și r. Prut și nivelul lor de acumulare în hidrobionți

Microelementelor le revine un rol indiscutabil în metabolismul organismelor vii. În cantități mici microelementele sunt necesare tuturor formelor vitale care asigură derularea multor procese de importanță vitală, însă în cantități mari majoritatea microelementelor sunt toxice.

Diferența dintre concentrațiile în care microelementele sunt folositoare și cele în care sunt dăunătoare poate fi uneori foarte mică, din această cauză determinarea diapazonului concentrațiilor cu efect de deficit, favorabil și dăunător sau toxic este important și actual pentru managementul și valorificarea durabilă a resurselor acvatice [55].

Seleniul este un element din grupa a 4-a, subgrupa principală a Tabelului Periodic al elementelor chimice și bineînțeles, în mare măsură repetă proprietățile chimice ale sulfului. Selenul poate înlocui sulfurul din aminoacizi prin transformarea lor în selenoaminoacid care de facto este un mare protector de radiații ionizante fiind mai puternic decât aminoacizii cu sulf. În plus, aceasta ajută la reducerea numărului de radicali liberi care influențează activitatea și proprietățile enzimelor și aminoacizilor. În plante, cea mai importantă formă chimică de seleniu este selenometionina, în țesuturile animale - selenometionina și selenocisteina.

Seleniul este un element care diminuează toxicitatea mai multor metale grele, cum ar fi: mercurul, cadmiul, nichelul ș.a. [64, 232].

Actualmente, deja este bine cunoscut faptul că seleniul este un element care are o influență pozitivă sau negativă asupra organismelor vii și asupra ecosistemelor, care depinde atât de concentrația și proprietățile compușilor chimici de seleniu cât și de procesele metabolice și starea plantelor și animalelor [167, 268].

Seleniul are proprietăți farmacodinamice fiind un puternic antioxidant natural, care previne cancerul, bolile cardiace, stimulează sistemul imunitar al organismului, acest microelement este implicat în formarea hormonului tiroidian - tiroxina; stimulează creșterea celulelor pancreatice. Aceste proprietăți au fost la baza utilizării pe larg a preparatelor cu seleniu în calitate de antioxidanți, dar mai târziu s-a dovedit că ele provoacă și efecte opuse și adesea destul de periculoase.

Astfel seleniul, alături de mercur, cadmiu, plumb, cupru, zinc, nichel și cobalt, în conformitate cu ideile moderne, este unul din cele mai importante elemente din punct de vedere al impactului asupra mediului [243,272].

Faptul că în ecosistemele acvatice din regiunile teritoriilor urbanizate, conținutul seleniului este mai mare decât din zonele rurale ne indică despre importanța factorului antropic în dinamica seleniului. Sursele antropice a seleniului în medie sunt: arderea cărbunilor, apele reziduale ale întreprinderilor chimice, farmaceutice, metalurgice, apele menagere, scurgerile de pe terenurile agricole ș.a. Anumite tipuri de îngrășăminte de fosfor conțin seleniul, sub formă de impurități tehnologice. De exemplu, din 1 kg de superfosfat prin extracție cu apă se extrage 2-3 mg de seleniu [268].

În ecosistemele acvatice cu ape dulci, concentrațiile seleniului foarte rar depășește 3 $\mu\text{g/l}$, cu excepția regiunii California, unde conținutul acestui microelement atinge peste 1000 $\mu\text{g/l}$. Aici distribuția seleniului a fost studiată pe scară largă, în special în solurile regiunii unde au fost stabilite efectele toxice ale seleniului din soluri, și concentrațiile extrem de mari în plante. În mai multe cazuri compușii organici ai seleniului sunt mai toxici decât cei anorganici. De exemplu, s-a dovedit că seleniul în formă de seleno-L-metionină în cantități de 0,43 $\mu\text{g/kg}$ de nutriție este deja toxic pentru păstrăvul curcubeu [167].

Concentrațiile seleniului în apele fluviului Nistru nu depășesc 2,0 $\mu\text{g/l}$. În perioada de vară sunt stabilite cele mai mici concentrații ale seleniului, iar toamna - cele mai mari. De menționat că, pe cursul fluviului, nivelul seleniului în medie este mai mare ca în sectorul inferior, însă la Naslavcea (sectorul superior) – deseori observăm cele mai mari concentrații ale seleniului (Figura 4.1.).

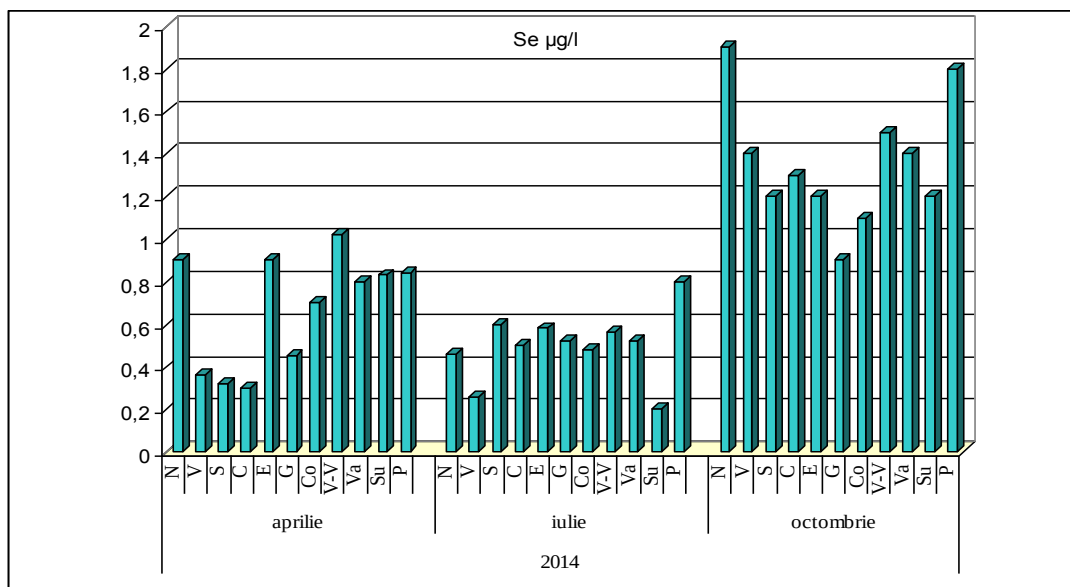


Fig. 4.1. Dinamica seleniului în apele fl. Nistru (*N-Naslavcea, V-Vălcineț, S-Soroca, C-Camenca, E-Erjova, G-Goieni, Co- Cocieri, Vv -Vadul-lui-Vodă, Va-Varnița, Su-Sucleia, P-Palanca*), 2014, $\mu\text{g/l}$

În râul Prut, este stabilită o creștere a concentrațiilor de seleniu pe cursul râului cu mici excepții (Figura 4.2.).

În apele râului Prut, la fel ca și în fluviul Nistru cele mai mici concentrații ale seleniului sunt stabilite în perioada de vară (iulie) și cele maxime - în perioada de toamnă (septembrie-octombrie).

Este cunoscut faptul că algele și plantele acvatice [232] sunt macroacumulatori a seleniului din apă, și posibil dezvoltarea plantelor și fitoplanctonului în perioada estivală cât și descompunerea lor în timpul de toamnă sunt factorii dominanți în dinamica sezonieră a seleniului în apele fluviului Nistru și râului Prut.

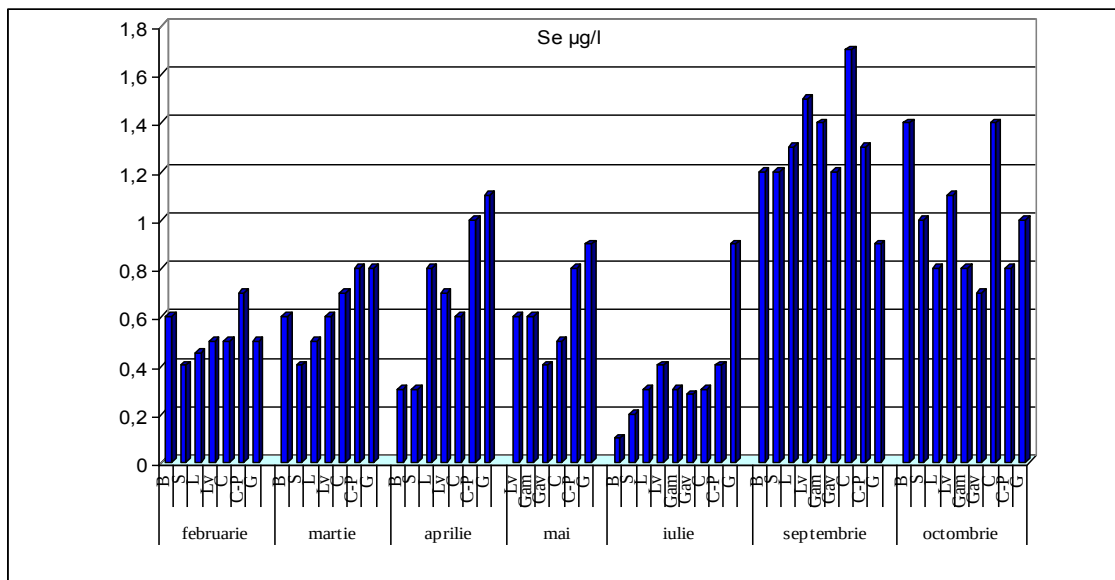


Fig. 4.2. Dinamica seleniului în apele râului Prut, (B-Braniște, S-Sculeni, L-Leușeni, Lv – Leova, Gam- Gotești în amonte, Gav- Gotești în aval, C-Cahul. C-P - Cîșlița-Prut, G-Girgiulești), 2014, μg/l

De menționat că în apele subterane din Republica Moldova sunt depistate concentrații de seleniu care depășesc limitele pentru apa potabilă [232, 243].

Cobaltul este unul dintre microelementele de mare valoare în viața plantelor și animalelor. Deficitul cobaltului în mediul de trai contribuie la dezvoltarea anemiei la animale. Fiind parte-componentă a vitaminei B₁₂, cobaltul participă în schimbul azotat, sporește conținutul de proteine, de acid ascorbic și clorofilă în plante. Cu toate acestea, concentrațiile mai mari de cobalt sunt toxice [249, 254].

În apele de suprafață compușii de cobalt se încadrează ca urmare a proceselor din rocile muntoase, din sol prin descompunerea organismelor și a plantelor, precum și cu apele și deșeurile industriei farmaceutice, chimice, metalurgice, cu apele menagere, scurgerile de pe terenurile agricole și, bine înțeles, din substanțele metabolice ale organismelor acvatice.

Compușii cobaltului în apele de suprafață migrează în formă dizolvată și suspendată, raportul cantitativ dintre aceste două forme depinde de valorile pH-lui, cantitatea și componența suspensiilor și de metabolismul hidrobionților. În apele de suprafață predomină compușii

cobaltului bivalent organici asupra celor anorganici, și numai în apele cu substanțe oxidante pot fi compușii cobaltului trivalent.

Cobaltul este un microelement important însă unul dintre metale puțin studiate în ecosistemele acvatice, din cauza concentrațiilor mici, pentru determinarea cărora sunt necesare tehnici de laborator și echipament performant de ultima oră. În râuri și lacuri cu ape dulci cobaltul migrează în concentrații sub 1 μg/l.

Utilizarea metodei de emisie atomică cu plasmă cuplată ne-a permis să stabilim concentrațiile acestui microelement în apele Nistrului și Prutului.

În apele fluviului Nistru concentrațiile cobaltului dizolvat în majoritatea de cazuri este sub 0,2 μg/l, și numai în perioada de toamnă atinge valorile de 0,85 μg/l în sectorul Nistrului inferior (Figura 4.3.).

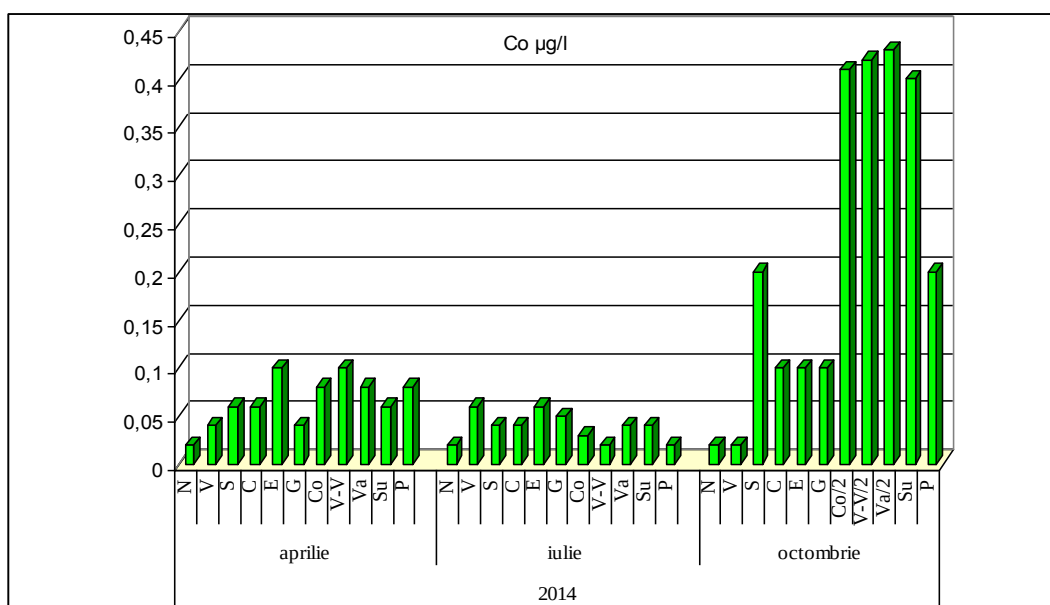


Fig. 4.3. Dinamica cobaltului în apele fl.Nistru, (N-Naslavcea, V-Vălcineț, S-Soroca, C-Camenca, E-Erjova, G-Goieni, Co-Cocieri- V-V-Vadu-lui-Voda, Va-Varnița, Su-Sucleia, P-Palanca), * în octombrie concentrațiile la Co, V-V și Va sunt micșorate de 2 ori), 2014, μg/l

În apele râului Prut observăm o tendință mai clară a creșterii concentrației cobaltului pe cursul râului, în peste 90% din cazuri conținutul acestui microelement a fost sub 0,3 μg/l, și numai primăvara în martie la Cișlița-Prut și Giurgiulești a atins 3,7 μg/l și 7,2 μg/l, corespunzător, și în aprilie la Giurgiulești - 5,8 μg/l (Figura 4.4.).

Din vară spre toamnă concentrațiile cobaltului pe tot cursul râului Prut a avut o tendință evidentă de creștere, fiind minimale în perioada de iarnă. În decembrie-februarie a anilor 2013-2015 în apele Prutului concentrațiile cobaltului au oscilat în limitele 0,02-0,10 μg/l.

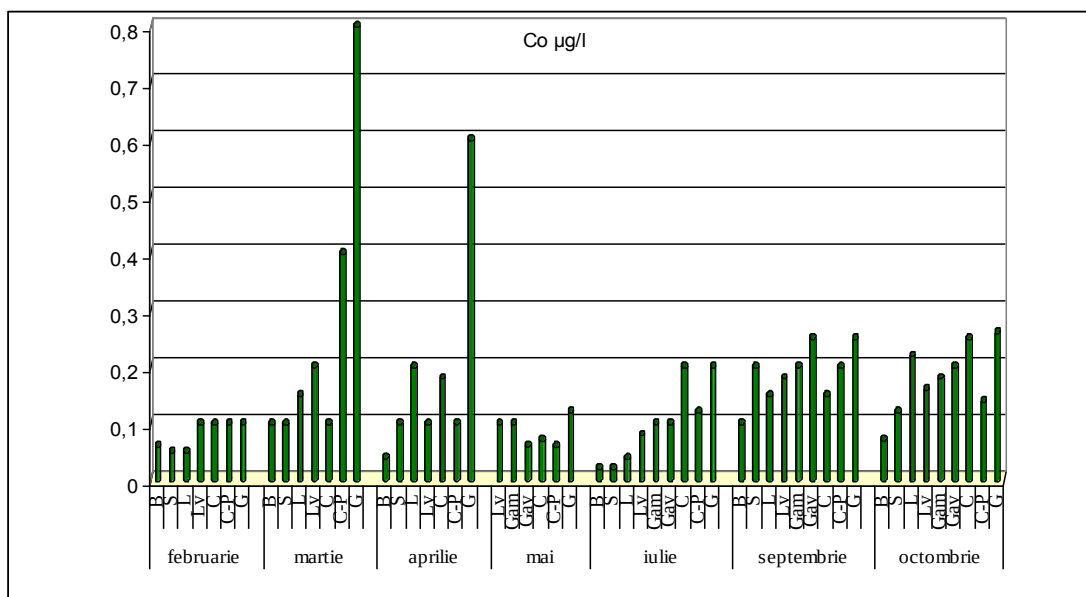


Fig. 4.4. Dinamica cobaltului în apele r. Prut (B - Braniște, S - Sculeni, L - Leușeni, Lv - Leova, Gam - Gotești amonte, Gav - Gotești aval, C - Cahul, C-P - Cîșlița-Prut, G - Girgiulești), 2014, µg/l

Plantelor acvatice le revin un rol important în migrația și circuitul elementelor nutritive. De regulă, există o corelație evidentă dintre nivelul de acumulare al elementelor chimice în plante de concentrația lor în mediul acvatic, plantele acvatice sunt componentele biotice utilizate în biomonitoringul ecosistemelor acvatice în special a monitoringului microelementelor metale [206].

În plantele colectate din ecosistemele fluviului Nistru și râului Prut nivelul de acumulare al cobaltului nu a depășit 3,5 µg/g m.a.u. Concentrațiile cobaltului în plantele colectate din fluviul Nistru și lacul de acumulare Dubăsari a variat în diapazonul pentru *Phragmites australis* (Cav.) - 0,85-1,16 µg/g m.a.u., în *Potamogeton perfoliatus* L. - 1,12-2,85 µg/g m.a.u., în *Potamogeton crispus* L. - 1,24-3,15 µg/g m.a.u., în *Potamogeton pectinatus* L. - 1,88-3,32 µg/g m.a.u. și în *Ceratophyllum demersum* L. - 2,14-3,45 µg/g m.a.u.

În plantele acvatice din râul Prut concentrația cobaltului a oscilat în limitele pentru *Potamogeton perfoliatus* - 0,95-2,38 µg/g m.a.u., pentru *Potamogeton crispus* - 1,22-2,85 µg/g m.a.u., pentru *Potamogeton pectinatus* L. - 1,36-3,24 µg/g m.a.u., pentru *Ceratophyllum demersum* - 2,05-3,32 - µg/g m.a.u. și pentru *Myriophyllum demersum* - 2,32- 3,40 µg/g m.a.u.

Coeficientul acumulării biologice a plantelor acvatice este unul din indicii de acumulare, calculat ca raportul concentrației microelementului în plante (µg/g) la concentrația lui din apă (µg/ml). Pentru plantele din fluviul Nistru coeficientul de acumulare al cobaltului constituie 965-

345000, din râul Prut - 1319-332000. Astfel, rolul plantelor acvatice în circuitul microelementului cobalt este indiscutabil.

Dintre nevertebratele bentonice am cercetat conținutul cobaltului în corpul moale și cochiliile a 2 specii de moluște bivalve *Dreissena polymorpha* și *Unio pictorum*. Conținutul cobaltului în corpul *Dreissena polymorpha* a variat în diapazonul 1,15-7,17 $\mu\text{g/g}$ m.a.u. și în cochilie - 0,84-1,49 $\mu\text{g/g}$ m.a.u., corespunzător în corpul *Unio pictorum* conținutul cobaltului a oscilat între 2,18-6,89 $\mu\text{g/gm.a.u.}$ și în cochilie - 1,11-2,05 $\mu\text{g/g}$ m.a.u. Astfel coeficientul acumulării biologice în corpul moluștelor cercetate constituie 1475-717000 pentru corpul moale și 1077-205000 pentru cochilie.

Manganul joacă un rol important în metabolismul organismelor acvatice. El este unul dintre elementele cheie necesare pentru oxidarea carbonului și utilizarea CO_2 în procesul de fotosinteză a algelor verzi. Manganul este implicat în procesele de circuit și de asimilare a azotului de către plantele acvatice, astfel acest microelement sporește procesul de fotosinteză. Acest microelement este parte din mai multe sisteme enzimatică care reglează respirația tisulară și biosinteza proteinelor, lipidelor, polizaharidelor (glicogen) la animalele acvatice.

Manganul este un microelement esențial sănătății umane, cantitățile insuficiente a căruia pot cauza efecte asupra: schimbărilor în coagularea sîngelui, a sistemului osos, intoleranța la glucoze, simptome neurologice. Simptomele otrăvirii cu mangan sunt: halucinațiile, uitarea și afecțiuni nervoase, embolii la plămîni și bronșite, depresie, mușchi slabi, dureri de cap și insomnii.

Manganul poate cauza simptome ca schizofrenia, de Parkinson, tumori. Rolul ecologic și fiziologic important al manganului dovedește necesitatea studiului migrației și distribuția acestui microelement în apele naturale.

Forma principală a migrației manganului în apele de suprafață sunt cele din suspensii, compoziția cărora, la rândul său, este determinată de compoziția rocilor, solurilor din bazinul hidrografic. În migrația manganului dizolvat o importanță esențială joacă procesele de complexare cu substanțele organice în special acizi humici și fulvici și cu liganzii anorganici. Manganul cu valența II formează complecși solubili cu bicarbonați și sulfați [249].

Sursele antropice ale compușilor de mangan în ecosistemele acvatice sunt apele și deșeurile industriei metalurgice, chimice, apele menagere, apele de mină, scurgetile de pe cîmpurile agricole, teritoriile urbanizate, produsele metabolice și cele de descompunere a animalelor și a plantelor acvatice.

Scăderea concentrației manganului dizolvat în apele naturale, are loc din cauza de oxidare a Mn(II) în MnO_2 și în oxizi cu valență mai mare, care sunt puțin solubili și se

acumulează în depunerile subacvatice. Factorii principali care determină reacția de oxidare sunt concentrația oxigenului dizolvat, valorile pH-ului și a temperaturii apei [252].

Concentrația compușilor de mangan dizolvat poate fi redusă și din cauza utilizării de către plantele acvatice inclusiv de fitoplancton.

Dinamica manganului dizolvat în apele fluviului Nistru în anii 2014-2015 a variat în limitele destul de mari de la 0,12 μg/l până la 56,4 μg/l, fiind maxime la Naslavcea și minime în sectorul Erjova-Cocieri - lacul de baraj Dubăsari (Figura 4.5.).

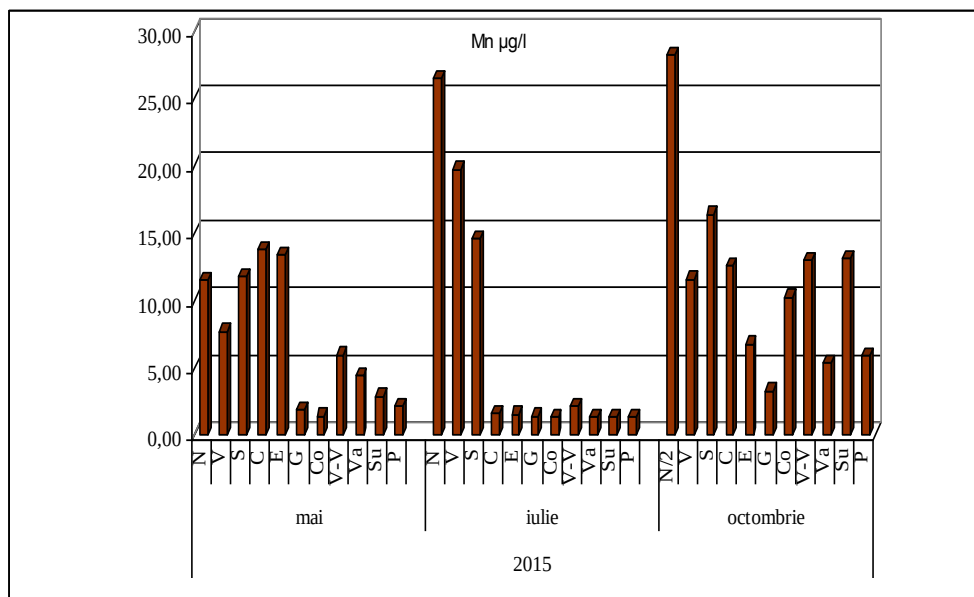


Fig. 4.5. Dinamica manganului în apele fl. Nistru (N-Naslavcea, V-Vălcineț, S-Soroca, C-Camenca, E-Erjova, G-Goieni, Co-Cocieri, V-V-Vadul-lui-Vodă, Va -Varnița, Su-Sucleia, P-Palanca), *în octombrie la N - valorile sunt micșorate de 2 ori, 2015, μg/l

Dinamica manganului pe cursul fluviului în perioada vegetală a anului 2015 ne demonstrează cele mai mici concentrații, caracteristice pentru perioada cu temperaturi a apei peste 20 de grade în mai-iulie (Figura 4.5.). Presupunem că această diminuare a fost cauzată de dezvoltarea abundentă a macrofitelor în perioada estivală pe cursul medial (lacul de baraj Dubăsari) și inferior al fluviului Nistru.

În râul Prut diapazonul oscilațiilor acestui microelement a constituit între 0,2-57,9 μg/l, fiind maxim la Braniște. Dinamica manganului dizolvat în apele râului în perioada anului 2015 este prezentată în Figura 4.6. Observăm concentrații minime în perioada estivală. Cele mai joase concentrații au fost în luna mai când temperatura apei a depășit 22°C, și concentrația suspensiilor în apele râului Prut a fost destul de mare - în limitele 88-155 mg/l și o bună parte de mangan dizolvat a fost absorbit pe suspensii. În august-septembrie 2015 temperatura apei în râu a fost în

limitele 21-24°C, iar saturația apei cu oxigen dizolvat a constituit 74-83% de saturație, și aceste condiții au fost favorabile pentru diminuarea concentrației manganului dizolvat.

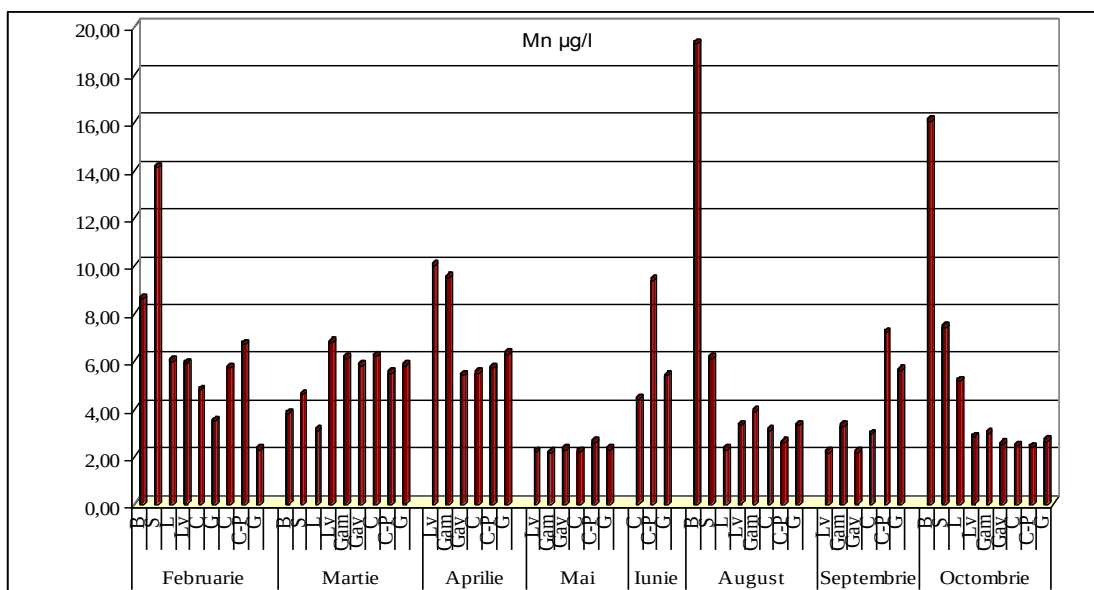


Fig. 4.6. Dinamica manganului în apele r. Prut, (B-Braniște, S-Sculeni, L-Leușeni, Lv-Leova, Gam- Gotești amonte, Gav- Gotești aval, C – Cahul, C-P- Cîșlița-Prut, G-Girgiulești), *în august la B - valorile sunt micșorate de 3 ori, 2015, µg/l

Macrofitele sunt macroconcentratori ai manganului [206]. În plantele colectate din fluviul Nistru concentrațiile manganului au constituit în *Phragmites australis* - 105-175 µg/g de masă absolut uscată (m.a.u.), în *Potamogeton perfoliatus* - 151-240 µg/g m.a.u., în *Potamogeton crispus* - 123-215 µg/g m.a.u., în *Potamogeton pectinatus* - 148-225 µg/g m.a.u. și în *Ceratophyllum demersum* - 142-326 µg/g m.a.u.

În plantele acvatice din râul Prut concentrația manganului a oscilat pentru *Potamogeton perfoliatus* - 12-198 µg/g m.a.u., în *Potamogeton crispus* - 128-176 µg/g m.a.u., în *Potamogeton pectinatus* L. - 130-195 µg/g m.a.u., *Ceratophyllum demersum* - 117-290 - µg/g m.a.u. și în *Myriophyllum demersum* L. - 120-165 µg/g m.a.u.

Astfel coeficientul acumulării biologice a plantelor acvatice cercetate privind acumularea microelementului mangan constituie pentru plantele colectate din fluviul Nistru - 1875-245300 și din râul Prut - 2000-216000.

Conținutul manganului în corpul *Dreissena polymorpha* din fluviul Nistru și râul Prut s-a încadrat în limitele 62,5-354 m.a.u. și în cochilie - 18,7-62,2 m.a.u., corespunzător - 48,8-326 m.a.u. - în corp și 17,6-53,3 - în cochilia *Unio pictorum*.

Coeficientul acumulării biologice a manganului a moluștelor cercetate pentru țesuturile moi au oscilat între 915-844550 și pentru cochilie - 332-141800. Astfel moluștele sunt macroconcentratori a manganului și rolul lor în circuitul acestui element este destul de mare.

Fierul este unul dintre importantele microelemente, care în apele de suprafață migrează în componența substanțelor complexe cu acizi organici, substanțe azotate și diferite proteine. Acest microelement este parte componentă a mai multor enzime, și în pofida conținutului lui relativ mic în țesuturile organismelor vii, rolul lui biologic este extrem de mare. Fierul este o parte a hemoglobinei și a mioglobinei, precum și a enzimelor - citocromii, citocromoxidază, peroxidaze.

Fierul se referă la oligoelementele implicate în procesul de fotosinteză. Fiind parte a metaloporfirinei fierul este implicat în biosinteza clorofilei și a enzimelor respiratorii. Lipsa sau excesul în apă afectează în mod negativ condițiile de creștere și dezvoltare a plantelor acvatice, dar și concentrațiile sporite de fier bivalent în apele naturale pot afecta în mod negativ condițiile hidrologice de creștere și dezvoltare a plantelor și animalelor acvatice [249, 262].

În corpul peștilor și nevertebratelor fierul este în formă de compuși organici. Rolul biologic al fierului pentru hidrobionți este transportul gazelor sangvine și acțiunea catalitică a enzimelor și depinde de conținutul fierului în țesuturile biologice.

Concentrația totală și formele compușilor de fier în ecosistemele acvatice depinde de caracteristicile geologice ale rocilor și solurilor ale zonei de captare, natura schimbului de apă, caracterul precipitațiilor atmosferice, revărsarea apelor reziduale și deșeuri. Principalele forme de migrație a fierului în apele dulci de suprafață sunt formele suspendate și coloidale care constituie peste 95% din conținutul său în apele râurilor. O trăsătură caracteristică a ciclului de migrație a fierului este fluxul lui în formă de săruri dizolvate Fe^{2+} și a complexilor lui cu substanțele humice.

Principalele surse ale compușilor de fier în apele de suprafață sunt procesele de alterare chimică a rocilor, însoțită de distrugerea lor mecanică și de dizolvare. În timpul interacțiunii cu apa naturală compușii complecși anorganici și organici de fier pătrund în apă în forme dizolvate, coloidale și suspendate. Cantități semnificative de fier provin din apele subterane, deșeuri și ape reziduale din industria metalurgică, textilă, chimică cât și din a celor menajere și scurgerile agricole. Echilibrele formelor de migrație a fierului în apă este determinat de valorile pH-lui, Eh și într-o oarecare măsură de temperatura apei. În suspensiile divizate din apă prin filtrare ei prin filtre cu diametrul porilor 0,45 microni fierul migrează în forme de oxid de fier și compuși de fier, inclusiv adsorbite pe suspensii.

Fierul dizolvat este reprezentat de compuși prezenți în formă ionică, sub formă de complecși de hidroxid și complecși cu substanțe anorganice și organice. Forma ionică în stare dizolvată prezintă cantități mici de Fe (II), Fe (III).

Conținutul de fier în apele de suprafață este de câteva zecimi de miligram numai în apropierea mlaștinilor - în unități de miligrame în litru. Conținutul ridicat de fier se observă în apele mlaștinoase, unde acesta este sub formă de complecși cu săruri ale acizilor humici - humat. Deja concentrația de fier în apă mai mare de 1,2 mg Fe/l agravează proprietățile organoleptice, conferindu-i apei un gust astringent neplăcut.

Concentrația de fier în apele fluviului Nistru nu depășește 15 μg/l, este supusă fluctuațiilor vizibile pe cursul fluviului, fiind mai joasă în primăvară și sporind spre toamnă (Figura 4.7.).

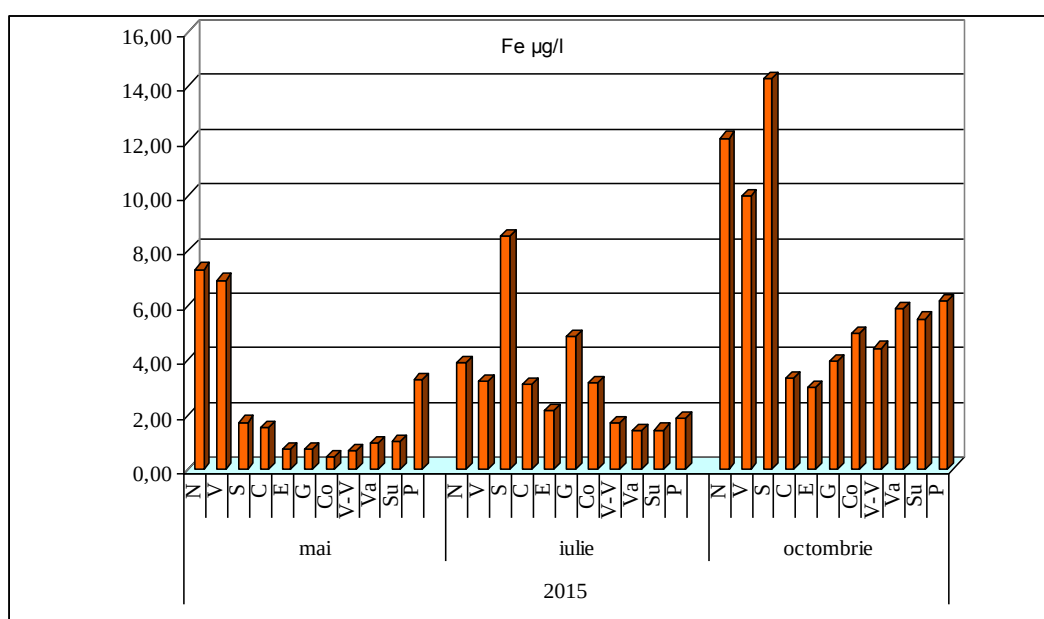


Fig. 4.7. Dinamica fierului în apele fl.Nistru (N-Naslavcea, V-Vălcineț, S-Soroca, C-Camenca, E-Erjova, G-Goieni, Co-Cocieri- V-V-Vadul-lui-Vodă, Va - Varnița, Su-Sucleia, P-Palanca), 2015, μg/l

Pe sectorul Naslavcea-Soroca au fost înregistrate cele mai înalte concentrații, care se micșorează în lacul Dubăsari, ce se explică prin intensificarea proceselor de sedimentare în lacul de acumulare, iar din avalul barajului vedem o tendință de o sporire lentă pînă la Palanca.

Afît de înalte concentrații de fier în aval de barajul hidrocentralei Dnestrovck-HEC 2 în ultimii 2 ani și posibil este provocat de funcționarea Centralei Hidroenergetice de acumulare prin pompă (CHEAP), amplasată la cîțiva kilometri în amonte de barajul sus-numit [235]. Concentrația de fier în apele r. Prut este supusă fluctuațiilor sezoniere apreciabile (Figura 4.8).

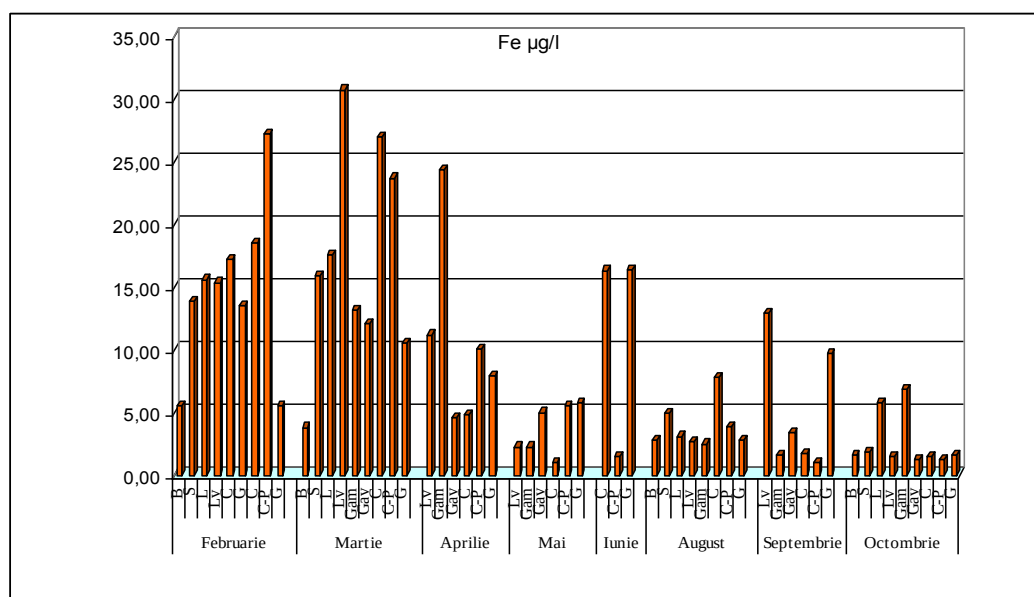


Fig. 4.8. Dinamica fierului în apele r. Prut (*B-Braniște*, *S-Sculeni*, *L-Leușeni*, *Lv-Leova*, *Gam-Gotești amonte*, *Gav-Gotești aval*, *C-Cahul*, *C-P- Cișlița-Prut*, *G-Giurgiulești*), 2015, µg/l

Cele mai ridicate concentrații ale fierului, fiind în diapazonul 10-32 µg/l, sunt stabilite pentru perioada mai rece, în cazul dat în februarie-aprilie 2015 cu temperaturile apei sub 13°C. În perioada de vară-toamnă în majoritatea cazurilor concentrațiile fierului au fost mai mici de 5 µg/l cu excepția unor salturi la Cahul și Giurgiulești- pînă la 8-16 µg/l.

În plantele colectate din fluviul Nistru concentrațiile fierului au fost vizibile mai înalt decît a manganului și a variat în diapazonul pentru *Phragmites australis* (Cav) - 220-333 µg/g m.a.u., în *Potamogeton perfoliatus* L. - 342-440 µg/g m.a.u., în *Potamogeton crispus* L. - 303-416 µg/g m.a.u., în *Potamogeton pectinatus* L. 329-425 µg/g m.a.u., și în *Ceratophyllum demersum* L. - 342-516 µg/g m.a.u.

În plantele acvatice din râul Prut concentrația fierului a fost în limitele la *Potamogeton perfoliatus* - 234-328 µg/g m.a.u., la *Potamogeton crispus* - 275-352 µg/g m.a.u., la *Potamogeton pectinatus* L. -251-405 µg/g m.a.u., *Ceratophyllum demersum* - 263-395 - µg/g m.a.u. și în *Myriophyllum demersum* – 239-401µg/g m.a.u.

Astfel coeficientul acumulării biologice a plantelor acvatice cercetate din fl.Nistru privind acumularea fierului oscilează în limitele 15400-858000 și celor din r.Prut- 9800-805000. Nivelul de concentrare a fierului în plantele acvatice este cel mai înalt din microelementele cercetate și este un indicator care denotă despre importanța majoră a macrofitelor în circuitul și migrația microelementelor-metale în ecosistemele acvatice a Republicii Moldova.

Cele mai înalte concentrații a microelementelor sunt caracteristice pentru *Ceratophyllum demersum* și *Myriophyllum demersum*, cele minime – pentru *Phragmites australis*.

Conținutul fierului în corpul *Dreissena polymorpha* din fluviul Nistru și râul Prut s-a încadrat în limitele 980,5-1260 m.a.u. și în cochilie – 60,8,7-262,2 m.a.u., corespunzător – 810,6-1026 m.a.u. - în corpul și 48,9-135,3 - în cochilia *Unio pictorum*.

Astfel valoarea coeficientului acumulării biologice a fierului pentru corpul moluștelor cercetate oscilează între 26380-1260000 și pentru cochilie – între 1593-262200.

4.2. Acumularea microelementelor și rolul lor în ontogeneza peștilor .

Necătând la mulțimea publicațiilor existente, problemele influenței microelementelor asupra peștilor în ontogeneza timpurie nu și-a pierdut actualitatea, deoarece unele și aceleași concentrații în diferite condiții și, cu atât mai mult, pentru diferite specii de pești și chiar grupe de vârstă, pot atât să stimuleze, cât și să suprimă creșterea și dezvoltarea peștilor [210, 211, 240]. Microelementele dizolvate în apă influențează substanțial procesele metabolice din organismul peștilor, eficacitatea acțiunii lor biologice este determinată de concentrația lor în apă și gradul acumulării tisulare. La etapele de icre-larve surplusul sau insuficiența doar a unui microelement poate duce la pieirea peștelui, astfel stabilirea rolului și legităților de acumulare a microelementelor în icrele, larvele și puietul se referă la investigații cu o valoare deosebită atât pentru aprecierea stării ecologice a ecosistemelor acvatice, cât și pentru modificarea și perfectarea biotehnologiilor în acvacultură îndeosebi în piscicultura ecologică.

Pentru a preciza legitățile de acumulare a microelementelor în larvele peștilor ciprinide din mediul acvatic s-au efectuat experiențe de acvariu. În experiență s-a utilizat apa din fluviul Nistru în care s-au adăugat soluții de cobalt în concentrații după cum urmează: acvariu nr.1-martor, nr.2 – s-a adăugat soluție de clorură de cobalt pentru a atinge concentrația 2 μg/l, 5 μg/l, 10 μg/l, 15 μg/l și 20 μg/l de cobalt. Inițial concentrația Co, în apă a fost 0,16 μg/l. În altă serie de acvarii, analogic s-au adăugat soluție de clorură de mangan în concentrații 5 μg/l, 10 μg/l, 20 μg/l, 40 μg/l, 50 μg/l de mangan. Concentrația inițială a manganului în apă a fost 1,8 μg/l. În fiecare acvariu s-au adăugat câte 300 de larve (de a treia zi după eclozare) obținute de la o femelă de crap *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) și o femelă de novac *Aristichthys nobilis* (Richardson, 1845) în condiții de reproducere artificială. Rezultatele investigațiilor experimentale ne demonstrează o legătură destul de evidentă liniară pozitivă între procesele de acumulare a microelementelor în larvele crapului *Cyprinus carpio* și novacului *Aristichthys nobilis*, de conținutul acestor microelemente în mediul acvatic (Figura 4.9.).

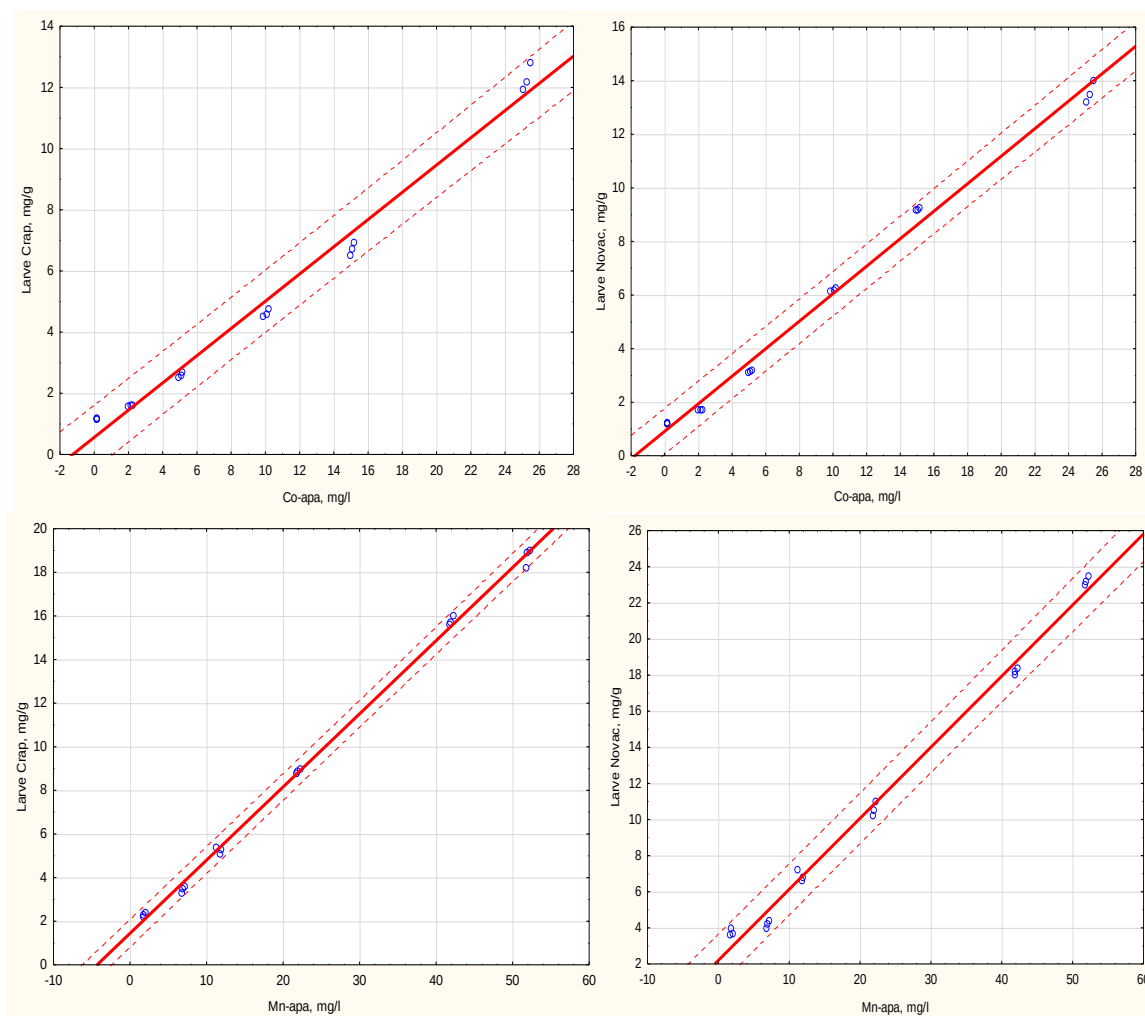


Fig. 4.9. Dependența acumulării cobaltului și manganului în larvele *Cyprinus carpio* și *Aristichthys nobilis* de conținutul acestor microelemente în apă

După 9 zile de expozitie o parte de larve au fost scoase din experiență pentru analiza nivelului de acumulare a metalelor. Îna zecea zi în acvarii au aparut metamorfizarea larvelor – în puiet, care a fost mai uniformă în acvariile cu concentrațiile cobaltului de 10-20 $\mu\text{g/l}$ și cu mangan - cu concentrațiile 20-40 $\mu\text{g/l}$.

Putem să concludem că concentrațiile cobaltului utilizate în experimente (pînă la 20 $\mu\text{g/l}$) și manganului (pînă la 50 $\mu\text{g/l}$) sunt prielince pentru larvele peștilor ciprinide. Despre aceste concluzii ne denotă nu numai legitățile de acumulare, dar și faptul că în acvariile cu cobalt lungimea și biomasa larvelor a fost de 17-23%, iar cu mangan - de 13-20% mai mari decît în acvariul martor.

Astfel sunt stabilite legitățile de acumulare a cobaltului (Co $\mu\text{g/g}$) și manganului (Mn, $\mu\text{g/g}$) în larvele *Cyprinus carpio* în dependență de concentrația microelementelor (Co, $\mu\text{g/l}$) și (Mn, $\mu\text{g/l}$) în apă care sunt descrise de următoarele ecuații de regresii:

$$\text{Co, } \mu\text{g/g} = (0,558 \pm 0,166) + (0,442 \pm 0,013) * \text{Co, } \mu\text{g/l} \quad r=0,99,$$

$$\text{Mn, } \mu\text{g/g} = (1,442 \pm 0,105) + (0,336 \pm 0,036) * \text{Mn, } \mu\text{g/l}, \quad r=0,99.$$

Pentru larvele *Aristichthys nobilis* aceste legități de acumulare a cobaltului (Co $\mu\text{g/g}$) și manganului Mn ($\mu\text{g/g}$) se descriu cu următoarele ecuații:

$$\text{Co, } \mu\text{g/g} = (0,913 \pm 0,135) + (0,513 \pm 0,011) * \text{Co, } \mu\text{g/l}, \quad r=0,99,$$

$$\text{Mn, } \mu\text{g/g} = (2,197 \pm 0,241) + (0,394 \pm 0,032) * \text{Mn, } \mu\text{g/l}, \quad r=0,97.$$

Lucrările experimentale **cu puietul** *Cyprinus carpio* și *Aristichthys nobilis* la fel au fost efectuate în acvarii cu utilizarea apei din fluviul Nistru. Puietul cu masa corpului 2,5-3 grame s-a adaptat într-un acvariu mare timp de 3 zile, a fost hrănit o dată pe zi cu o cantitate egală de hrană combinată.

Concentrația inițială a cobaltului în apă a fost de 0,24 $\mu\text{g/l}$ iar a manganului - 2,2 $\mu\text{g/l}$. În apă s-au adăugat soluții de cobalt în concentrații 5 $\mu\text{g/l}$, 10 $\mu\text{g/l}$, 20 $\mu\text{g/l}$, 25 $\mu\text{g/l}$ și 50 $\mu\text{g/l}$. Manganul a fost adăugat câte 5 $\mu\text{g/l}$, 10 $\mu\text{g/l}$, 25 $\mu\text{g/l}$, 40 $\mu\text{g/l}$ și 50 $\mu\text{g/l}$. Experiența a durat o lună, apa în acvarii a fost aerată.

După fiecare 6 zile o parte de apă (1-2 litri) prin sifon, cu scopul curățirii acvariului de rămășiți de hrană și celor metabolice, a fost schimbată cu același volum de apă, pregătită la începutul experienței cu concentrațiile corespunzătoare de microelemente, pastrată în vase aerate.

Rezultatele investigațiilor demonstrează o corelație bună ($r > 0,96$) dintre nivelul de acumulare (Co $\mu\text{g/g}$) și (Mn, $\mu\text{g/g}$) și conținutul microelementelor (Co, $\mu\text{g/l}$) și (Mn, $\mu\text{g/l}$) în apă. Cea mai evidentă corelație este stabilită pentru acumularea cobaltului în puietul de crap *Cyprinus carpio* (Figura 4.10.).

Legitățile de acumulare a cobaltului (Co, $\mu\text{g/g}$) și manganului (Mn, $\mu\text{g/g}$) în puietul *Cyprinus carpio* în dependență de concentrația lor în apă (Co, $\mu\text{g/l}$) și (Mn, $\mu\text{g/l}$) sunt descrise de următoarele ecuații de regresii:

Pentru puietul *Cyprinus carpio*:

$$\text{Co, } \mu\text{g/g} = (-0,201 \pm 0,045) + (0,563 \pm 0,018) * \text{Co, } \mu\text{g/l}, \quad r=0,98,$$

$$\text{Mn, } \mu\text{g/g} = (2,316 \pm 0,818) + (0,428 \pm 0,027) * \text{Mn, } \mu\text{g/l}, \quad r=0,96.$$

Pentru puietul *Aristichthys nobilis*

$$\text{Co, } \mu\text{g/g} = (2,288 \pm 1,083) + (0,696 \pm 0,044) * \text{Co, } \mu\text{g/l}, \quad r=0,97,$$

$$\text{Mn, } \mu\text{g/g} = (2,618 \pm 0,803) + (0,526 \pm 0,267) * \text{Mn, } \mu\text{g/l}, \quad r=0,97.$$

Biomasa puietului în acvariile cu concentrația cobaltului între 20-50 $\mu\text{g/l}$ a fost de 18-28%, iar a manganului în diapazonul 25-40 $\mu\text{g/l}$ – de 20-25% mai înaltă decât cea din acvariu martor.

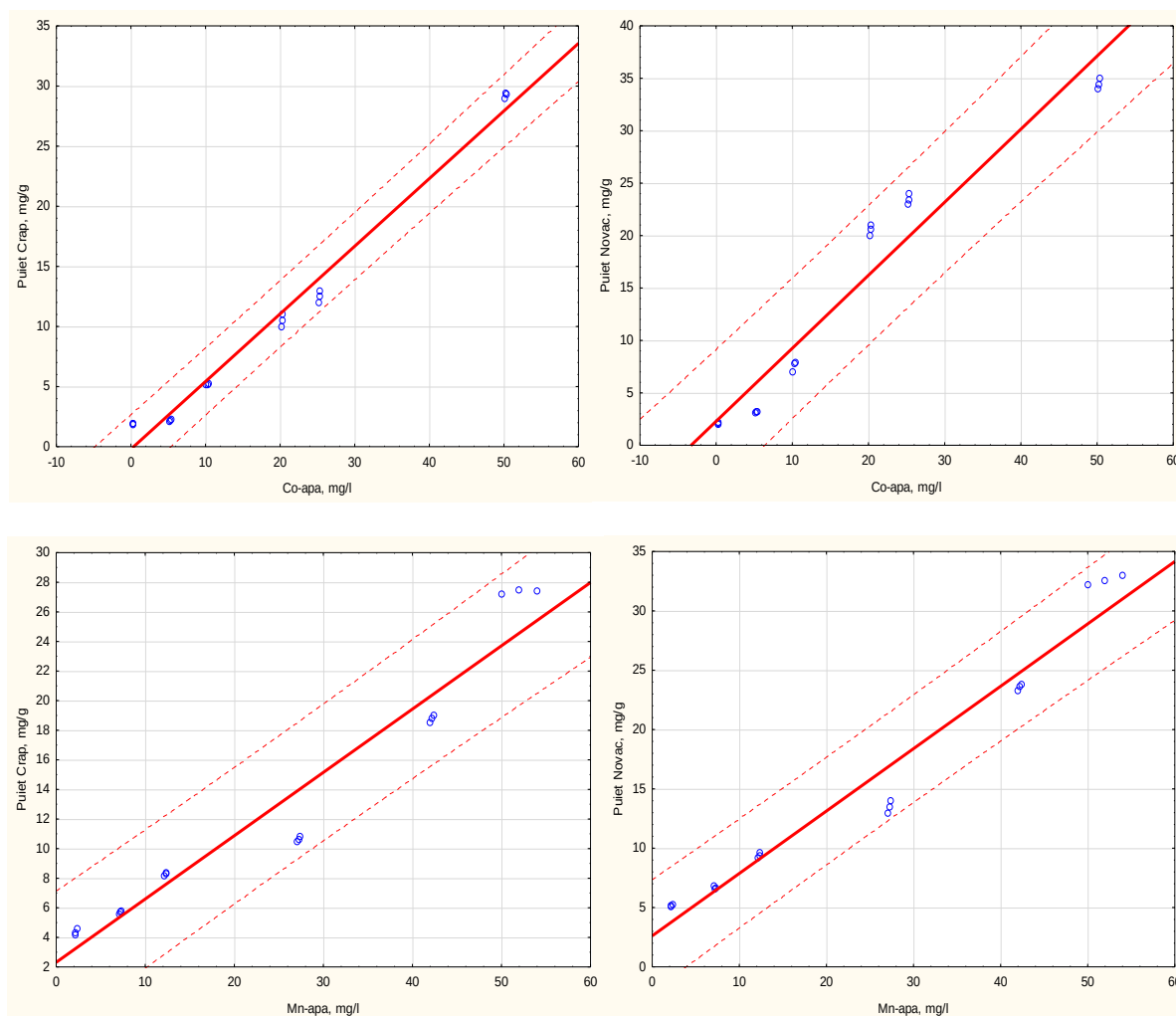


Fig. 4.10. Dependența acumulării cobaltului și manganului în puietul crapului și novacului de conținutul microelementelor din apă (*condiții de experiment de laborator*)

Stabilirea legităților acțiunii microelementelor nutritive asupra modificării intensității de dezvoltare cât și proceselor de acumulare are nu doar o importanță științifică, dar și oferă mari posibilități în utilizarea microelementelor în scopul unei acțiuni direcționare asupra diferitor aspecte ale proceselor metabolice, a optimizării conținutului lor în organismul peștilor și, mai ales, în cazul reproducerii lor artificiale.

Recent investigațiile efectuate în Laboratorul Hidrobiologie și Ecotoxicologie a demonstrat că nivelul microelementelor metale în puietul și peștii nematurizați sunt în relații strânse cu conținutul acestor elemente chimice în mediul de trai și nutriția peștilor. Iar peștii maturi în plus la factorii mediului nu posedă un mecanism destul de dezvoltat ce reglează procesele de acumulare și redistribuire a microelementelor între diferite organe în dependență de metabolismul plastic și generativ al acestora [240]. Cercetarea acumulării microelementelor în peștii maturizați este însoțită, la rândul ei, de dificultăți, condiționate de necesitatea punerii în

evidență a numeroșilor factori, așa ca: deosebirile taxonomice, de vârstă, starea lor fiziologică ale peștilor, parametrii fizico-chimici ai mediului și particularitățile elementelor chimice. Însă aceste investigații au o importanță indiscutabilă nu numai științifică dar nemijlocit pentru sănătatea umană. Pentru mai multe microelemente sunt stabilite concentrații de limită admisibilă – CMA în pești ca produs alimentar.

Rezultatele analizei conținutului microelementelor nutritive în 3 specii din fluviul Nistru: plătică *Abramis brama*, șalău *Stizostedion lucioperca* și caras *Carassius auratus gibelio* demonstrează că concentrația seleniului, cobaltului, manganului și fierului nu depășesc limitele admisibile pentru produse piscicole (Tabelul 4.1).

Tabelul 4.1. Nivelul de acumulare a microelementelor nutritive în diferite organe a peștilor maturizați, din ecosistема fl. Nistru, $\mu\text{g/g}$ masă absolut uscată

	Se	Co	Mn	Fe
Plătică-<i>Abramis brama</i>				
Mușchii corpului	0,28±0,06	0,38±0,09	2,18±0,08	3,14±0,11
Ficat	1,84±0,12	0,87±0,11	3,21±0,38	215±4,16
Gonade	1,48±0,22	0,32±0,06	1,55±0,33	5,23±1,29
Branhii	2,15±0,45	0,45±0,09	4,11±1,12	38,5±3,26
Piele	2,22±0,55	0,52±0,18	3,28±0,88	22,3±1,98
Șalău - <i>Stizostedion lucioperca</i>				
Mușchii corpului	0,47±0,11	0,44±0,12	2,28±0,78	2,12±0,99
Ficat	2,11±0,23	0,74±0,09	4,16±1,11	161±4,89
Gonade	0,48±0,11	0,38±0,09	2,10±0,54	3,41±0,89
Branhii	2,44±0,99	0,52±0,13	6,85±1,87	47,5±4,52
Piele	2,50±0,75	0,48±0,12	5,12±1,16	32,6±3,14
Caras-<i>Carassius auratus gibelio</i>				
Mușchii corpului	0,52±0,13	0,51±0,14	3,12±0,58	4,15±0,87
Ficat	2,11±0,58	0,82±0,22	5,31±1,08	180±5,15
Gonade	0,66±0,12	0,42±0,09	2,14±0,32	4,71±0,99
Branhii	2,78±0,68	0,61±0,18	6,23±0,89	81,1±2,85
Piele	2,86±0,78	0,58±0,12	5,05±0,98	53,6±1,88

Toate trei specii investigate se deosebesc biologic și fiziologic, inclusiv și după modul de nutriție observăm unele legități comune de acumulare a microelementelor. S-a stabilit că concentrațiile seleniului în toate 3 specii sunt maxime în pielea peștilor, iar cele minime – în mușchii scheletici. Valorile minime ale concentrației cobaltului sunt înregistrate în gonade, iar cele maxime – în ficatul peștilor. Concentrațiile manganului sunt minime, la fel ca și a cobaltului - în gonade, iar cele maxime - în branhiile celor trei specii de pești.

Concentrațiile fierului sunt minime, analogic ca și cele ale seleniului - în mușchii scheletici, iar cele maxime, care sunt destul de înalte - depășesc 160 $\mu\text{gFe/g}$ m.a.u. sunt înregistrate în ficatul speciilor investigate (Tabelul 4.1).

Astfel, nivelul de acumulare a microelementelor în icre, larve, puiet și peștii maturizați depinde de particularitățile lor taxonomice, de vârstă și caracteristicile fizio-biochimice și este determinat de starea geochimică a mediului ambiant.

Cele expuse mai sus demonstrează necesitatea, importanța științifică și practică a desfășurării unui monitoring permanent al dinamicii acumulării microelementelor în organele și țesuturile peștilor în fiecare ecosistem aparte, ceea ce a și devenit una din sarcinile cercetărilor noastre.

Cercetările anterioare ale laboratorului au demonstrat că la tratarea preventivă a icrei cu microelemente $\text{Cu}+\text{Zn}+\text{Mn}$ sporește viabilitatea, iar Cd , Pb , Ni inhibă dezvoltarea peștilor ciprinide [240].

În scopul de a continua investigațiile în domeniu au fost experimentate procedee de tratare a icrelor cu compuși microelementelor nutritive de seleniu, cobalt, mangan și fier. În prima serie de experimente a fost cercetată influența microelementelor nutritive la diferite etape ale embriogenezei.

Icrele crapului-*Cyprinus carpio*, imediat după fecundare, au fost împărțite în părți egale (după greutate), dintre care una servea drept control, iar altele erau experimentale prelucrate cu soluții de cobalt, cobalt+mangan, cobalt+fier, mangan+fier, compuși de seleniu anorganic și seleniu organic. Microelementele, în formă de soluție, s-au adăugat în soluția pentru descleierea icrei, în așa mod icrele erau prelucrate cu aceste microelemente timp de 45-50 minute în aparatele „Veiss” în care apoi au fost incubate conform tehnologiei unanim acceptate.

Icrele peștilor fitofagi *Aristichthys nobilis* și *Hypophthalmichthys nobilis* după fecundare, la fel, au fost împărțite în porții egale (după volum), porțiile experimentale au fost introduse în vase cu 3-5 litri de apă, în care în prealabil a fost adăugată soluțiile de cobalt, cobalt+mangan, cobalt+fier, mangan+fier, compuși de seleniu anorganic și seleniu organic; icrele de martor au fost puse în același tip de vas, cu același volum de apă, dar fără microelemente.

Astfel icrele au fost prelucrate cu diferite microelemente timp de 20-30 minute, apoi icrele experimentale și cele martori au fost incubate, conform tehnologiei unanim acceptate, în aparatele „Amur”. La etapele de bază ale embriogenezei se luau probe de icre, se determina cota-parte (%) a icrelor vii din 100 de icre.

Efectul negativ a fost obținut în experimentele cu tratarea icrelor cu compusul organic a seleniului - seleno-L-metionină (Figura 4.9.) în concentrații de 20-30 $\mu\text{g Se/l}$, care la etapa de rotație a embrionului (E) a constituit pentru novac (-8%), crap(-10%) și singer (-15%).

În experiența cu seleniu în formă minerală - selenat de sodiu (Na_2SeO_4) a fost înregistrat un mic efect pozitiv care la etapa de rotație a embrionului (E) a atins +6% la crap, +8% la novac, și +5 % la sînger în comparație cu cele de martor (Figura 4.11.).

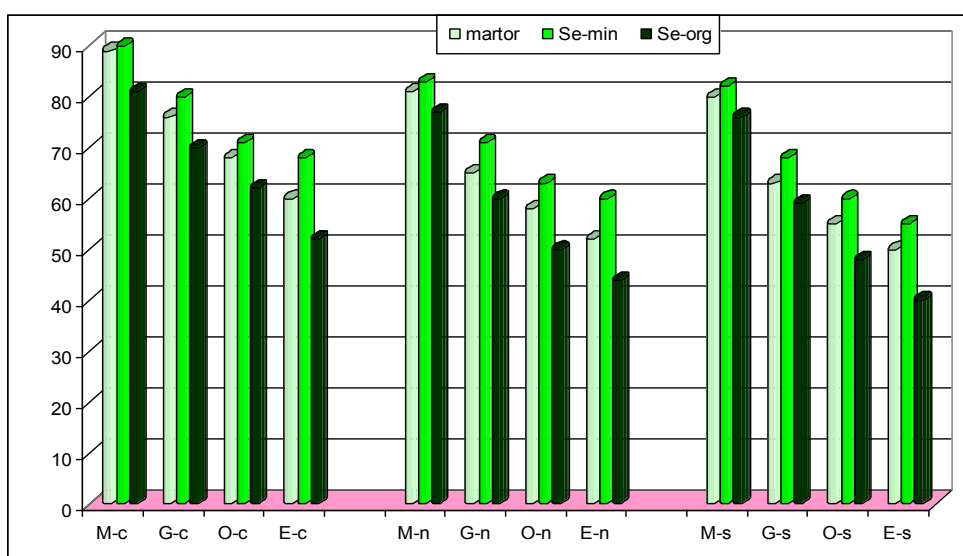


Fig. 4.11. Influența seleniului mineral și organic asupra dezvoltării icrelor de crap - (c), novac- (n) și sînger- (s) la etapa de morulă- (M), gastrulă- (G), organogeneză- (O) și rotației embrionului - (E), în % de icre vii

Republica Moldova se află în zona endemică de deficit al cobaltului, concentrația căruia în ecosistemele investigate este destul de mică (Figurele 4.3., 4.4.) și realizînd experimentele prin tratarea icrelor imediat după fecundare, cu soluții de clorură de cobalt ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) am presupus un efect pozitiv, deoarece această substanță deseori este utilizată în calitate de microelement nutritiv în agricultură.

Însă efectul nu a fost atît de mare și la etapa de rotație a embrionilor de crap și sînger a constituit +16% și la novac +17% în comparație cu cele din aparatele martor (Figura 4.12.).

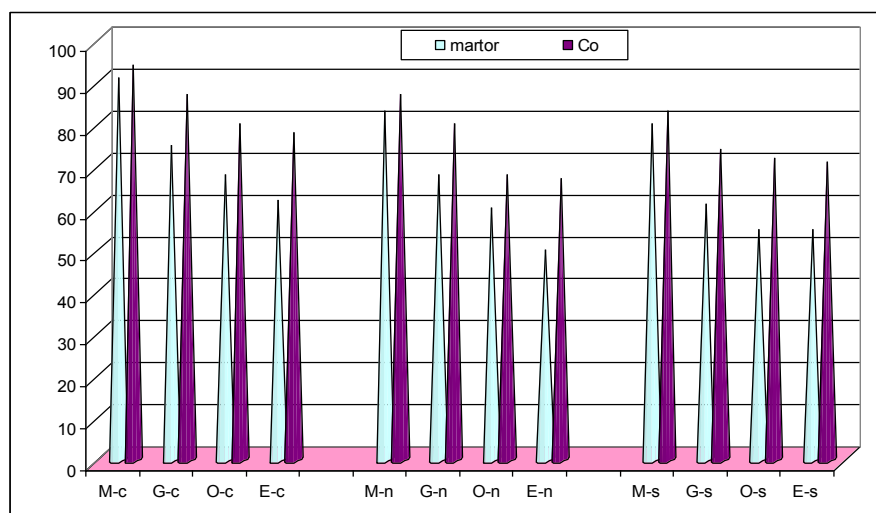


Fig. 4.12. Influența cobaltului asupra dezvoltării icrelor de crap - (c), novac - (n) și sînger - (s) la etapa de morulă - (M), gastrulă - (G), organogeneză- (O) și rotației embrionului – (E), în % de icre vii

Cel mai mare efect pozitiv am obținut prin tratarea icrelor cu **cobalt+mangan**. În această serie de experiență efectul pozitiv în diapazonul plus 7-9% a fost obținut deja la etapa de morulă, iar înainte de eclozare - la etape de rotație a embrionilor a atins +21% pentru crap și novac și +20% - pentru sînger (Figura 4.13.).

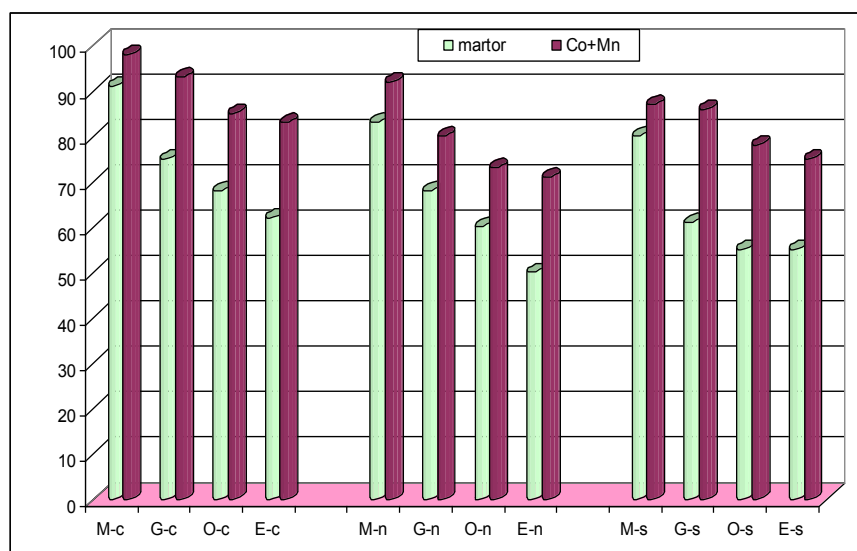


Fig. 4.13. Influența amestecului cobalt+mangan asupra dezvoltării icrelor de crap - (c), novac - (n) și sînger - (s) la etapa de morulă - (M), gastrulă - (G), organogeneză - (O) și rotației embrionului - (E), în % de icre vii

Rezultatele ne permit să concludem cu siguranță despre existența efectului de synergism între cobalt și mangan privind influența lor pozitivă asupra dezvoltării icrelor peștilor ciprinide cercetați.

Un efect de antagonism din partea fierului asupra efectului pozitiv al cobaltului am stabilit în experiența cu utilizarea amestecului cobalt+fier în procesul de dezvoltare a icrelor de crap, novac și sînger (Figura 4.14).

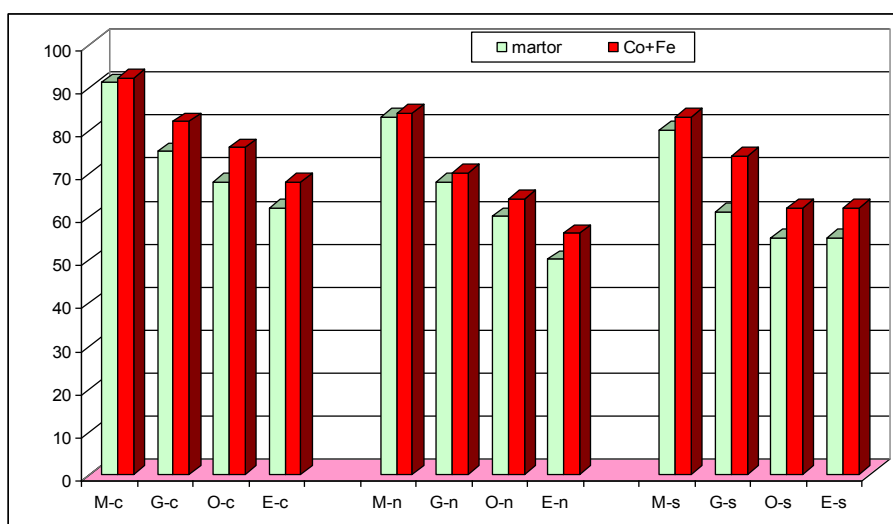


Fig. 4.14. Influența amestecului cobalt+fier asupra dezvoltării icrelor de crap - (c), novac - (n) și sînger - (s) la etapa de morulă - (M), gastrulă - (G), organogeneză- (O) și rotației embrionului - (E), în % de icre vii

Este vizibil că cantitatea icrelor vii la etapa de rotație a embrionilor de pești, după tratarea icrelor cu amestecul cobalt+fier (Figura 4.14), este mult mai mică decât după tratare cu cobalt (Figura 4.12) și constituie numai +6% pentru crap și novac și +7% - pentru sînger.

În aparatele cu icrele tratate cu amestecul mangan+fier am obținut rezultat negativ deja începînd de la etapa de morulă (pînă la -8%) care la etapa de rotație a embrionilor a devenit -7% pentru crap, -10% - pentru novac și -15% - pentru sînger, efectul negativ a fost observat deja la concentrațiile microelementelor 10-15 $\mu\text{g/l}$ Mn+Fe (Figura 4.15).

De menționat că pentru aceste experimente noi nu am utilizat concentrații care putea să fie toxice pînă la 20 $\mu\text{g/l}$. Am utilizat clorură de cobalt - $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, sulfat de fier $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ și permanganat de potasiu KMnO_4 .

Efectul pozitiv al cobaltului a fost observat în diapazonul 15-20 $\mu\text{g Co/l}$, amestecului Co+Mn – în diapazonul 10-20 $\mu\text{g/l Co+Mn}$, efectul Co+Fe – la concentrații 15-20 μg și efectul negativ a Mn+Fe/l – la concentrațiile 10-15 $\mu\text{g Mn+Fe/l}$.

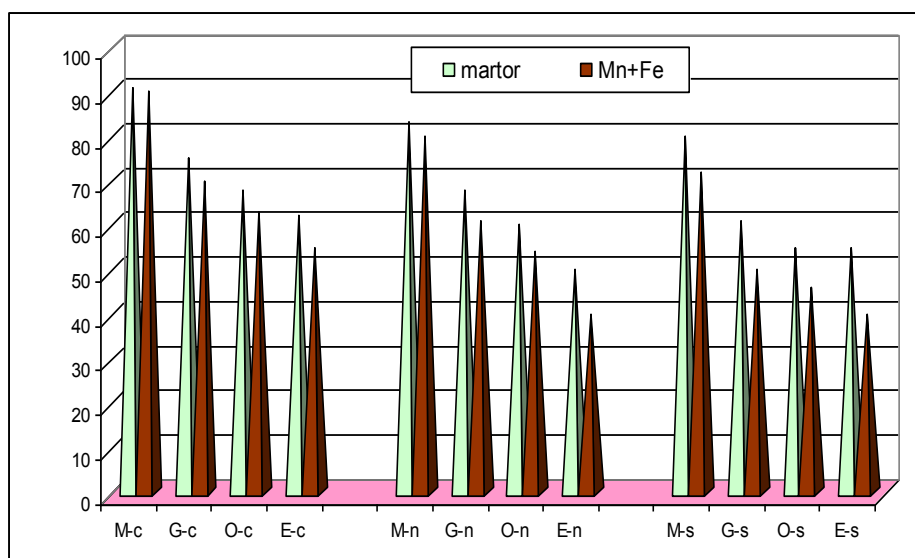


Fig. 4.15. Influența amestecului mangan+fier asupra dezvoltării icrelor de crap - (c), novac - (n) și sânger - (s) la etapa de morulă - (M), gastrulă - (G), organogeneză - (O) și rotației embrionului - (E), în % de icre vii

Concentrațiile, care au avut efectul pozitiv asupra dezvoltării icrelor, au fost utilizate și în experiență de acvariu pentru aprecierea rolului microelementelor în creșterea larvelor. În experiență s-a utilizat apa din fluviul Nistru în care s-au adăugat soluții de cobalt ($15\mu\text{gCo/l}$), de cobalt+mangan ($15\mu\text{g/l Co}+15\mu\text{g/l Mn}$) și cobalt+fier ($15\mu\text{g/l Co}+15\mu\text{g/l Fe}$) și martor - apă din fluviul Nistru.

Am utilizat larve (de o zi după eclozare) obținute de la o femelă de crap *Cyprinus carpio* și o femelă de novac *Aristichthys nobilis* în condiții de reproducere artificială. În 4 acvarii cu 3 litri de apă s-a populat câte 300 de larve de crap și în alte 4 – cu larve de novac. După 3, 6 și 9 zile de expoziție din toate acvariile s-au luat câte 50 de larve la care s-a măsurat lungimea.

Rezultatele obținute arată că cel mai înalt ritm de creștere a larvelor de crap și novac este obținut în acvariul cu amestecul cobalt+mangan, pe locul doi – acvariul cu adaos de cobalt și pe al treilea – cu amestecul cobalt+fier (Figura 4.16). De fapt, am obținut rezultate analogice cu cele din experimentele cu icrele peștilor (Figurele 4.12 - 4.14).

Cercetările efectuate poartă un caracter fundamental, aduc o contribuție esențială în obținerea noilor cunoștințe privind stabilirea influenței factorilor de mediu asupra dezvoltării peștilor și aplicativ vizând elaborarea procedeele tehnologice de sporire a rezistenței și eficacității reproducerii și creșterii peștilor economic valoroși, prin utilizarea microelementelor nutritive.

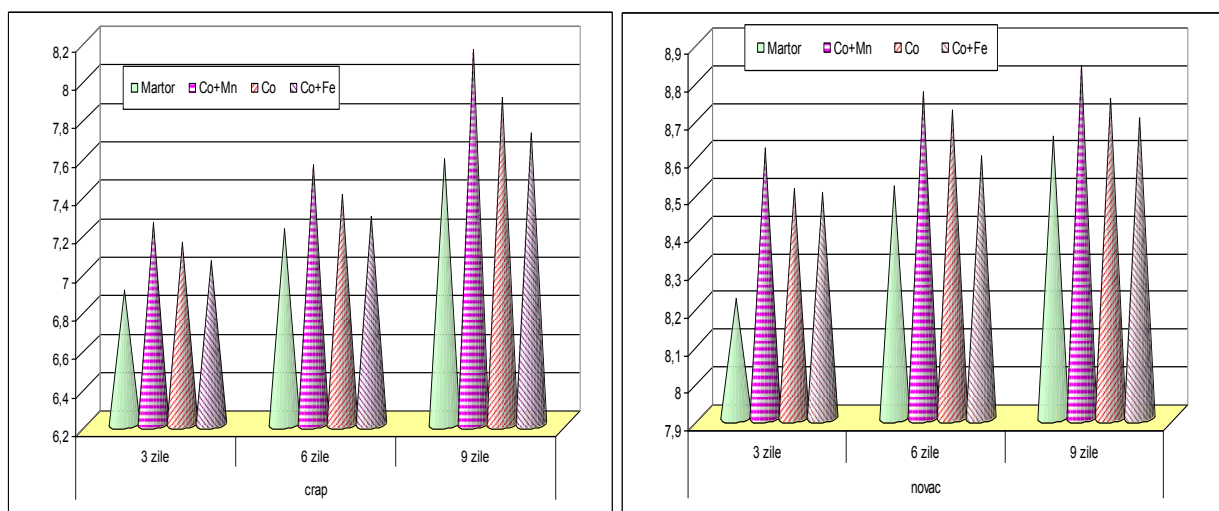


Fig. 4.16. Influența amestecului cobalt+mangan, cobalt+fier și a cobaltului asupra creșterii larvelor de crap și novac în primele zile după eclozare, lungimea în mm

4.3. Posibilitatea utilizării microelementelor nutritive în acvacultură

Este cunoscut că eficacitatea pisciculturii în heleșteie în mare parte depinde de starea naturală a heleșteielor și existența bazei trofice naturale, anume prezența fito- și zooplanctonului contribuie la creșterea și dezvoltarea eficientă a larvelor și puietului de pește.

Cobaltul și manganul constituie microelemente, rolul cărora în procesele metabolice ale peștilor este extrem de important. Este suficient să menționăm că carența de cobalt și mangan inhibă creșterea și dezvoltarea normală a plantelor și animalelor acvatice. Efectul pozitiv asupra dezvoltării peștilor în perioada de ontogeneză timpurie este stabilit în condițiile experimentale (Figurele 4.13., 4.16).

Rezultatele acestor investigații experimentale care au demonstrat un efect pozitiv a compușilor de cobalt și mangan și în special a complexului Co+Mn asupra dezvoltării icrelor, ritmului de creștere a larvelor a devenit bază științifică pentru a testa acești compuși în condiții de producere piscicole, care s-a încununat cu elaborarea procedurii de intensificare a bazei trofice naturale în heleșteie brevetat și implementat [9].

Invenția elaborată se referă la piscicultura în heleșteie și poate fi utilizată pentru stimularea dezvoltării fito- și zooplanctonului în heleșteie și sporirea eficacității creșterii peștelui. Problema pe care o rezolvă invenția constă în sporirea eficacității pisciculturii, utilizând durabil resursele biologice ale ecosistemelor acvatice piscicole.

Pentru sporirea bazei naturale nutritive în heleșteiele piscicole, noi am putea propune un procedeu, care constă în aceea, că înainte de popularea heleșteiilor cu larve sau alevini de pește, și după popularea heleșteiilor cu puiet de un an sau doi ani, în apă să se introducă clorură de cobalt și clorură de mangan, sau permanganat de potasiu, în așa mod, încât conținutul final de cobalt și cel de mangan în apă să nu depășească 35-40 $\mu\text{g/l}$.

Astfel, dacă adâncimea heleșteului este egală cu 1-1,5 m, suprafața oglinzii apei este de 150 x 50 m, ceea ce corespunde unui volum al apei de peste 9000 m^3 , atunci în apă se adaugă 1270 grame de clorură de cobalt și 1090 grame de clorură de mangan, sau 900 grame de permanganat de potasiu, pentru obținerea unei concentrații de 35 $\mu\text{g/l}$ de cobalt și 35 $\mu\text{g/l}$ de mangan.

Sărurile microelementelor pot fi dizolvate într-un volum nu prea mare de apă și turnate la priza de alimentare cu apă a heleșteiilor. Aceasta contribuie la pătrunderea și distribuirea destul de uniformă a soluției pe acvatoriul heleșteiilor. Dacă heleșteul este fără scurgere, atunci soluția cu microelemente poate fi împrăștiată pe acvatoriul heleșteului din luntre.

Testările au demonstrat că adaosul de microelemente contribuie la dezvoltarea algelor verzi cu o importanță destul de mare pentru nutriția peștilor în ontogeneza timpurie. Mai mult ca atât, aplicarea microelementelor prezintă un efect pozitiv și la utilizarea îngrășămintelor cu azot și fosfor. Ca rezultat este evidentă sporirea biomasei fito- și zooplanctonului în heleșteiele experimentale. Biomasa algelor verzi a crescut de 5-10 ori comparativ cu heleșteul martor, iar cea a crustaceelor (dafnii) – de 5-8 ori, aceste organisme reprezentând o hrană naturală valoroasă pentru puietul de pește.

Ca rezultat, sporirea resurselor de hrană a contribuit la sporirea masei corpului peștilor erbivori și crapului de 2 ani cu 14-18%, iar a peștilor de o vară – cu 22-28%, în comparație cu heleșteiele martor. Concomitent, productivitatea piscicolă a heleșteiilor a crescut cu până la 24%.

Varianta 1- popularea heleșteiilor cu larve de pești.

Înainte de popularea heleșteiilor cu larve de crap și erbivori, biomasa fitoplanctonului a oscilat în limitele 3,24-3,32 g/m^3 . În apă a fost adăugată clorura de cobalt și permanganatul de potasiu, astfel încât concentrațiile finale ale cobaltului și manganului să nu depășească 35-40 $\mu\text{g/l}$ și apoi heleșteiele au fost populate cu larve de pește.

Deja peste o săptămână putea fi observată vizual sporirea biomasei algelor verzi, iar peste 45 de zile diferența dintre heleșteiele experimentale și cele martor a constituit mai mult de 58% (Figura 4.17.). Totodată, alevinii obținuți de o vară de crap și erbivori aveau masa corpului cu 15-25% mai mare, în comparație cu indivizii din heleșteiele martor.

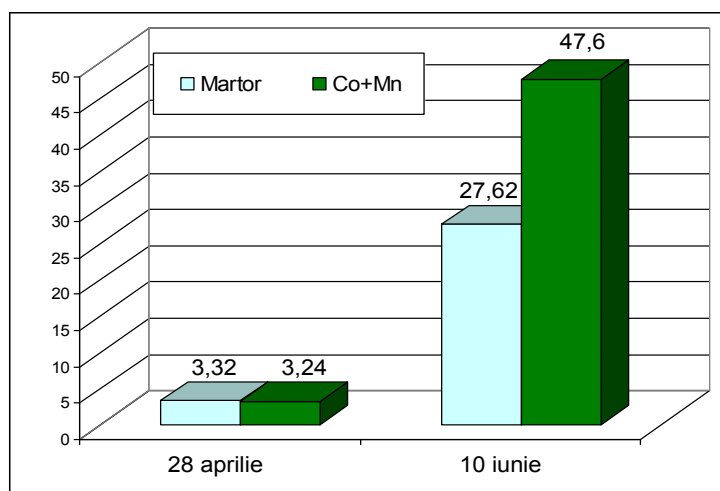


Fig.4.17. Dinamica modificării biomasei fitoplanctonului (g/m^3) în experiența cu introducerea cobaltului și manganului în calitate de microîngrășăminte (heleșteul este populat cu larve de crap și pești erbivori)

Varianta 2- popularea heleșteielor cu puiet de un an și de doi ani de crap și pești erbivori

Primăvara, în ultimele zile ale lunii aprilie, și vara, în primele zile ale lunii iunie, în heleșteiele experimentale cu puiet de un an și de doi ani a fost introdusă clorura de cobalt și permanganatul de potasiu, astfel încât concentrația cobaltului și manganului să nu depășească 35-40 $\mu\text{g/l}$. Prima dată clorura de cobalt și clorura de mangan a fost introdusă în heleșteie peste o săptămână după popularea acestora cu crap și puiet de un an și de doi ani. A doua oară – în luna iunie.

Înainte de popularea heleșteului cu puiet de un an și de doi ani de crap și pești erbivori, biomasa fitoplanctonului varia în limitele de 3,54-4,16 g/m^3 , în același timp, biomasa algelor diatomee constituia 40-42% din biomasa totală a fitoplanctonului, cea a algelor verzi – 25-27% și cea a algelor albastre – 28-30%. Biomasa zooplanctonului constituia 1,8-2,6 g/m^3 .

Deja peste 15 zile biomasa fitoplanctonului și zooplanctonului din heleșteiele experimentale o depășea esențial pe cea din heleșteul martor, iar peste o lună această diferență a întrecut 50%. În același timp, biomasa algelor verzi a constituit 42-53% din biomasa totală a fitoplanctonului, a algelor albastre – 30-36%, a diatomeelor – 8-10% (Figura 4.18.).

Biomasa zooplanctonului a crescut în perioada aprilie-mai de la 1,8-2,3 g/m^3 până la 6,3-6,8 g/m^3 , iar în luna iulie, în comparație cu heleșteiele martori, în heleșteiele experimentale biomasa nevertebratelor planctonice a fost de 2-2,5 ori mai mare și a atins valorile 9,6-10,6 g/m^3 (Figura 4.19.).

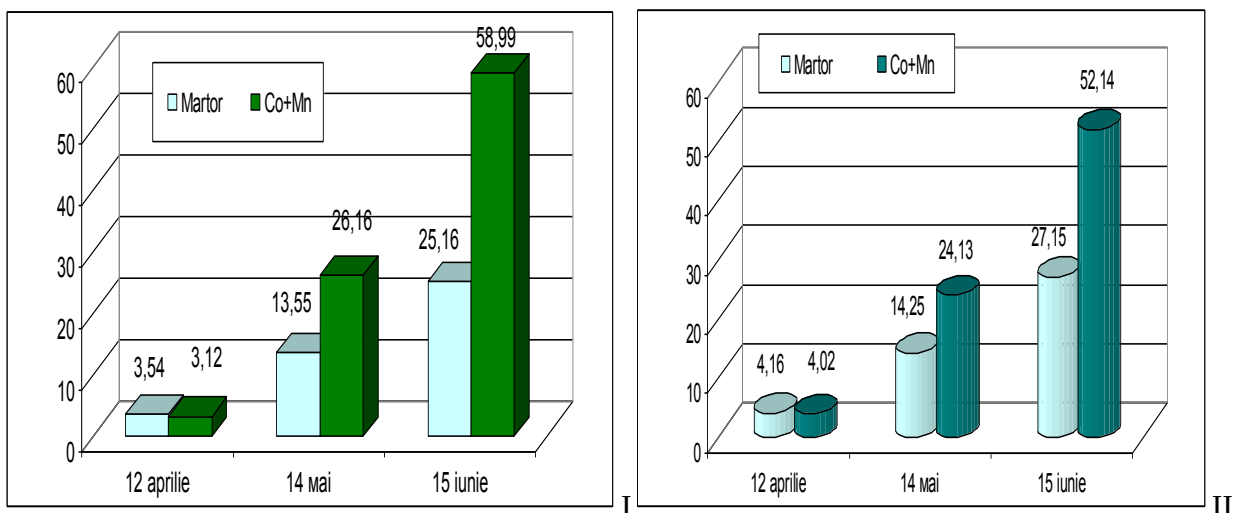


Fig.4.18. Dinamica modificării biomasei fitoplanctonului (g/m^3) în experiența cu introducerea cobaltului și manganului în calitate de microîngrășăminte (heleșteul este populat cu puiet de un an – I și de doi ani - II de crap și pești erbivori)

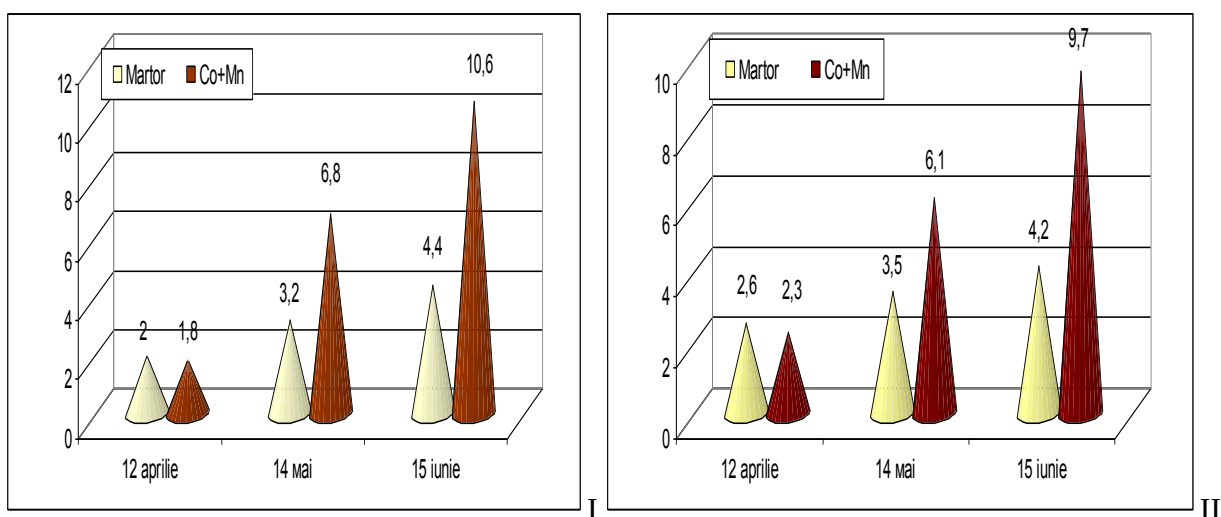


Fig. 4.19. Dinamica modificării biomasei zooplanctonului (g/m^3) în experiența cu introducerea cobaltului și manganului în calitate de microîngrășăminte (heleșteul este populat cu puiet de un an - I și de doi ani - II de crap și pești erbivori)

În așa mod, investigațiile efectuate au demonstrat că introducerea clorurii de cobalt și a clorurii de mangan, sau a permanganatului de potasiu, înainte de popularea heleșteiilor cu larve sau alevini de pește și după popularea heleșteiilor cu puiet de 1 an și 2 ani contribuie la îmbogățirea substanțială a bazei trofice naturale a heleșteiilor. În plus, pescuitul de control a demonstrat și un ritm de creștere mai sporit la peștii din heleșteiele fertilizate cu microlemente, ceea ce a condus la sporirea productivității piscicole a heleșteiilor cu 24%.

Acest procedeu este acceptabil și chiar necesar, dacă conținutul compușilor azotului și fosforului în apele și solurile regiunii este scăzut. Însă, dacă cantitatea și raportul azot/fosfor este optimă, atunci introducerea lor suplimentară poate provoca „înflorirea” apei și sporirea considerabilă a cheltuielilor, comparativ cu utilizarea macrocantităților de microelemente. În plus, introducerea îngrășămintelor cu azot adesea rezultă în creșterea biomasei algelor albastre.

Procedeul dat este brevetat și înalt apreciat la mai multe Expoziții Internaționale cu medalie de argint și diplome [Anexa 1-3] și poate fi utilizat pentru stimularea dezvoltării fito- și zooplanctonului în heleșteie și sporirea eficacității creșterii peștilor prin introducerea microîngrășămintelor. Totodată, înainte de popularea heleșteelor cu larve sau alevini de pește și după popularea heleșteelor cu puiet de 1 an și 2 ani, în apă se introduce clorură de cobalt și clorură de mangan, sau permanganat de potasiu, astfel încât concentrațiile finale ale cobaltului și manganului să nu depășească 35-40 $\mu\text{g/l}$.

4.4. Concluzii la capitolul 4

1. Dinamica seleniului (0,2-2 $\mu\text{g/l}$), cobaltului (0,04-0,32 $\mu\text{g/l}$), manganului (0,44-57,9 $\mu\text{g/l}$) și fierului (0,5-32,0 $\mu\text{g/l}$) în ecosistemele fl. Nistru și r. Prut poartă un caracter sezonier.
2. Coeficientul de bioacumulare al acestor microelemente în plantele acvatice – *Phragmites australis* – *Potamogeton perfoliatus*, *P. crispus*, *P. pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum demersum* și nevertebrate bentonice *Dreissena polymorpha* și *Unio pictorum* constituie $n \cdot 10^4$ - $n \cdot 10^8$ ce demonstrează importanța acestor organisme în circuitul elementelor chimice în ecosistemele acvatice.
3. Sunt stabilite și descrise cantitativ legăturile acumulării microelementelor în larvele și alevinii peștilor ciprinide de conținutul acestor elemente în mediul acvatic.
4. Concentrațiile maxime ale Se sunt înregistrate în pielea peștilor, Mn - în branhiile, Co și Fe - în ficatul peștilor maturizați, iar cele minime ale Se, Co, Fe- în mușchii scheletici și Mn- în gonade.
5. S-a stabilit că Co și complexul Co+Mn stimulează dezvoltarea icrelor, creșterea larvelor și alevinelor a peștilor ciprinide în concentrații 10-20 $\mu\text{g/l}$, compușii Se organici și complexul Mn+Fe inhibă dezvoltarea icrelor de ciprinide, fierul inhibă influența pozitivă a cobaltului și manganului.
6. Rezultatele obținute au permis elaborarea, brevetarea și implementarea Procedeului de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie [9].

CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI

1. Sunt stabilite și descrise trendurile multianuale a migrației, spațiale și sezoniere a dinamicii compușilor de azot (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^-), azotului mineral și organic, fosforului mineral și organic, siliciului în ecosistemele fluviului Nistru și râului Prut în dependență de factorii naturali (climaterici, hidrologici) și antropici (deversarea apelor reziduale, scurgerile de pe terenurile agricole și urbanizate).
2. S-a stabilit că în aspect multianual în perioada 2009-2015 conținutul ionilor de amoniu, nitrit și nitrat în apele fluviului Nistru și râului Prut atinge valorile anilor '80-90 ai secolului trecut, perioada de agricultură intensivă și dinamica lor este descrisă de funcții polinomiale.
3. Dinamica raportului diferitor forme de azot și fosfor în ambele ecosisteme este determinată de factorii abiotici (valorile pH, temperaturii, saturației apei cu oxigen, consumului chimic al oxigenului, cantitatea suspensiilor) și migrația lor în sistemul „apă-depuneri subacvatice” se petrece din apă în depunerile subacvatice ce este caracteristică pentru ecosisteme fluviale până la un nivel de poluare moderată [74].
4. Calitatea apelor conform conținutului ionilor de amoniu în fluviul Nistru s-a transformat din clasa I- în clasa II (2009) și până în clasele III-IV (2015) și în râul Prut din clasa I în clasa II. Conținutul nitraților și nitriților atribuie apele investigate la clasele I și II de calitate. Concentrațiile compușilor de azot a înrăutățit calitatea apelor în ambele ecosisteme din clasa I-II- în clasa III. Cele mai poluate stații pe fluviul Nistru sunt: Soroca (în aval), Varnița, Sucleia și pe râul Prut: Leușeni, Leova, Cahulși Giurgiulești [149, 204].
5. Migrația elementelor nutritive este în strictă dependență de efectivul și producția hidrobionților. Este stabilită dependența directă între dinamica compușilor de fosfor cu cantitatea bacteriilor saprofite și fosfatmineralizatoare, la fel dintre concentrațiile siliciului și biomasa algelor *Bacillariophyta*. Nivelul de acumulare al fosforului în corpul *Dreissena polymorpha*, *Theodoxus fluviatilis* și *Fagotia acicularis* depinde de lungimea corpului acestor moluște [7].
6. Sunt stabilite și descrise cantitativ legitățile acumulării microelementelor nutritive (Se, Co, Mn, Fe) în larvele și alevinii peștilor ciprinide în dependență de concentrațiile lor în apă ($r=0,97-98$). În condiții experimentale s-a stabilit că Co și complexul Co+Mn stimulează dezvoltarea icrelor, creșterea larvelor și alevinilor peștilor ciprinide *Cyprinus carpio*, *Hypophthalmichthys nobilis* și *Aristichthys nobilis* în concentrații 10-20 $\mu\text{g/l}$ iar compușii

organici ai Se și complexul Mn+Fe inhibă dezvoltarea icrelor de ciprinide, Fe inhibă influența pozitivă a cobaltului și manganului.

7. Coeficientul de bioacumulare al acestor microelemente și a fosforului în plantele acvatice - *Phragmites australis*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. crispus*, *P. pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum demersum* și nevertebrate bentonice *Dreissena polymorpha* și *Unio pictorum* constituie $n \cdot 10^4$ - $n \cdot 10^8$ ce demonstrează importanța acestor organisme în circuitul elementelor chimice în ecosistemele acvatice [6].
8. Rezultatele obținute au permis elaborarea, brevetarea și implementarea Procedului de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie [9].

RECOMANDĂRI

1. *Ghidul de prelevare a probelor hidrochimice și hidrobiologice* elaborat și editat în limbile română și engleză poate servi în calitate de îndrumar metodologic în prelevarea probelor de apă, depuneri subacvatice, hidrobionți, inclusiv a peștilor atât pentru specialiști, agenții în domeniu, cât și pentru studenți, masteranzi, doctoranzi și tineri cercetători.
2. Îndrumarul metodic *Monitoringul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice* este necesar atât la etapele de planificare cât și la etapa de realizare nemijlocită a monitoringului ecologic integrat, îndrumarul conține și descrierea tehnicilor analitice de laborator.
3. Rezultatele investigațiilor sunt necesare pentru Ministerul Mediului în calitate de suport științific pentru realizarea prevederilor Strategiei privind diversitatea biologică a Republicii Moldova pentru anii 2015-2020, Planului de acțiuni în domeniul conservării diversității biologice și Planului de gestionare a districtului bazinului hidrografic Dunărea-Prut și Marea-Neagră și alte acțiuni.
4. Rezultatele investigațiilor sunt incluse în baza de date a compușilor micro- și macroelementelor biogene în scopul evidențierii dinamicii lor multianuale în ecosistemele acvatice investigate care pot servi ca bază științifică pentru valorificarea durabilă a resurselor acvatice.
5. Procedul de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie este brevetat, implementat, apreciat cu medalie de aur și argint la Saloanele Internaționale și aduce un aport în sporirea productivității piscicole.
6. Rezultatele obținute pot servi ca suport pentru studenți, masteranzi, doctoranzi, tineri cercetători și pregătirea specialiștilor în domeniu hidrobiologiei, ihtiologiei, ecologiei acvatice.

BIBLIOGRAFIE

În limba română

1. Acord privind cooperarea pentru protecția și utilizarea durabilă a apelor Prutului și Dunării. În: Revista Apelor, 2010, nr. 10. p. 5.
2. Balmuș L. Prevenirea poluării mediului înconjurător ca mijloc de protecție și conservare a resurselor regenerabile [apa și solul]. În: Probleme actuale ale urbanismului și amenajării teritoriului, 2008, vol. 2, p. 17-21.
3. Boian I., Gîlcă G. Rezultatele expediției ecologice complexe „Nistru 2011”. În: Mediul Ambient, 2011, nr 3. p. 44-49.
4. Boian I., Gîlcă G. Rezultatele expediției ecologice complexe „Prut 2011”. În: Mediul Ambient, 2011, nr 4. p. 36-40.
5. **Borodin N.** Fosforul mineral și organic în râul Prut 2012-2014. In: Sustainable use and protection of animal world diversity. Intern. Symp. dedicated to 75th anniversary of Professor Andrei Munteanu, Chișinău, 2014, p. 190-191.
6. **Borodin N.** Migrația fosforului în sistemul apă-sedimente-hidrobionți al fluviului Nistru. În: Buletinul Academiei de Științe. Științele vieții, 2016, nr. 2 (329), p. 102-111.
7. **Borodin N.,** Negru M., Șubnețkii I. Unele aspecte privind solubilizarea și mineralizarea fosforului în fl. Nistru în a.2015. În: Академику Л.С.Бергу -140 лет, 2016, p. 316-320.
8. Bratco Sv., Bunduchi E. Impactul terminalului de la Giurgiulești asupra luncii Prutului Inferior. În: Chimia ecologică și estimarea riscului chimic, 2010, p. 94.
9. Brevet de invenție nr. 449, Procedeu de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie / Zubcov Elena, Zubcov Natalia, Ungureanu Laurenția, Bilețchi Lucia, Bagrin Nina, **Borodin Natalia**, Lebedenco Liubovi (MD). BOPI, 2011, nr.12.
10. Calmațuchi L., Cozari L., Melentiev E. Studiul compoziției chimice și estimarea gradului de poluare a apei r. Bîc, secțiunea mun. Chișinău. În: Învățămîntul universitar din Republica Moldova la 80 de ani, 2010, vol. 3, p. 3-10.
11. Calmîc-Juravschi L. Influența antropică asupra calității apei Râului Nistru. În: Analele ATIC – 2006, 2007, vol. 2 (11), p. 96-103.
12. Calmîc-Juravschi L. Protecția râurilor din Moldova. Chișinău: Evrica, 2007. 80 p.
13. Candu T. Caracteristica hidrochimică a apelor fluviului Nistru în porțiunea s. Naslavcea – or. Dubăsari. În: Noosfera, 2011, nr 5. p. 95-98.
14. Cantemir D. Descrierea Moldovei. Chișinău: Litera, 2001. 256 p.
15. Cazac V. ș.a. Resursele acvatice ale Republicii Moldova. Apele de suprafață. vol. I. Chișinău: Știința, 2007. 248 p.

16. Diudea M., Todor Ș., Igna A. Toxicologie acvatică. Cluj-Napoca: Dacia, 1986. 78 p.
17. Draft planul de management al bazinului hidrografic Prut 2016-2021. Chișinău, 2015, 87 p.
18. Duca Gh. Managementul apelor în Republica Moldova. Expertiza AȘM. În: Akademos: revistă de Știință, Inovare, Cultură și Artă, 2010, nr. 2 (17), p. 26-27.
19. Duca Gh. ș.a. Impactul afluenților din dreapta asupra calității apelor fluviului Nistru în perioada de primăvară a anului 2009. În: Studia Universitatis. Științe ale naturii. USM, 2010, nr 1. p. 146-154.
20. Duca Gh., Goreaceva N. Resursele de apă. În: Starea mediului ambiant în Republica Moldova, 1999,p. 74-86.
21. Ghid de prelevare a probelor hidrochimice și hidrobiologice. Chișinău, 2015. 64 p.
22. Gîlcă G. Monitoringul calității apelor de suprafață în Republica Moldova și ralierea treptată la cerințele Directivei Cadru a apei UE. În: Mediul Ambiant, 2011, nr. 2, p. 11-14.
23. Gladchi V. ș.a. Compoziția chimică a apelor afluenților Nistrului din dreapta și impactul acestora asupra fluviului Nistru. În: Interferențe universitare - integrare prin cercetare și inovare: științe naturale, exacte și ingineresti, 2012, p. 50-52.
24. Gladchi V. ș.a. Dinamica calității apelor Nistrului de Mijloc. În: Studia Universitatis. Științe ale naturii. USM, 2011, nr. 1. p. 167-175.
25. Gonța M. Rolul chimiei ecologice în cercetarea poluării și dezvoltarea durabilă. În: Akademos, 2008, nr. 4, p. 26.
26. Grosu V. Bazinul Nistrului aval de Tighina. În: Managementul integral al resurselor naturale din bazinul transfrontalier al fl. Nistru, 2004. p. 103-104.
27. Gumovschi A., Scurtu A. Problema nitraților analizată în aspect cantitativ și calitativ. În: Noosfera, 2010, nr. 3, p. 128-130.
28. Guvir T. Apele transfrontaliere ale Republicii Moldova - probleme și soluții. În: Managementul Integral al Resurselor Naturale din bazinul transfrontalier al fluviului Nistru, 2004, p. 104-107.
29. Irimie F. Elemente de biochimie. Cluj-Napoca: Erdelyi Hirado, 1998. 370 p.
30. Mihăiescu R. Monitoringul integrat al mediului. Cluj-Napoca: Bioflux, 2014. 252 p.
31. Monitoringul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice. Îndrumar metodic. Chișinău, 2015. 84 p.
32. Mustea M. Raport-sinteză privind situația ecologică în bazinul râului Bîc. Centrul Național de Mediu, 2012. 17 p.

33. Postolochi L., Rusu V., Lupașcu T. Formele de fosfor în apă, materii în suspensie și sedimente în r. Nistru. În: Managementul integral al resurselor naturale din bazinul transfrontalier al fl. Nistru, 2004, p. 242-244.
34. Regulament cu privire la cerințele de calitate pentru apele de suprafață. Aprobare prin Hotărârea Guvernului Nr. 890 din 12.11.2013. Publicat: 22.11.2013, Monitorul Oficial Nr. 262-267, art. Nr.1006, 2013, p. 32 – 39.
35. Sandu M., Lozan R., Tărăță A. Metode și instrucțiuni privind controlul calității apelor. Chișinău: Ericon, 2010. 173 p.
36. Sandu M., Tărăță A., Lozan R. Starea resurselor de apă. În: Dezvoltarea durabilă a Regiunii de Dezvoltare Centru: factori de mediu și contribuții, 2014, p. 20-25.
37. Savoi T. Poluarea Nistrului. În: Chimia ecologică și estimarea riscului chimic, Chișinău, 2010, p. 103-104.
38. SM SR EN 25663:2012. Determinarea conținutului de azot Kjeldahl. Metoda după mineralizarea cu seleniu, 42 p.
39. SM SR EN ISO 11885:2012. Calitatea apei. Determinarea elementelor selectate prin spectroscopie de emisie optică cu plasmă cuplată inductiv (ICP-OES), 35 p.
40. SM SR EN ISO 15586:2011. Calitatea apei. Determinarea elementelor în urme prin spectrometrie de absorbție atomică cu cuptor de grafit, 32 p.
41. SM SR EN ISO 15587-2:2012. Calitatea apei. Mineralizare pentru determinarea unor elemente din apă. Partea 2: Mineralizare cu acid azotic, 23p.
42. SM SR EN ISO 6878:2011. Calitatea apei. Determinarea fosforului. Metoda spectrophotometrică cu molibdat de amoniu, 9 p.
43. SM SR ISO 5667-12:2007 Calitatea apei. Prelevare Partea 12: Ghid general pentru prelevarea sedimentelor de fund. Chișinău: Moldova-Standard, 2007. 42 p.
44. SM SR ISO 5667-4:2007. Calitatea apei. Prelevare. Partea 4: Ghid de prelevare a apelor din lacuri naturale și artificiale. Chișinău: Moldova-Standard, 2007. 8 p.
45. SM SR ISO 5667-6:2011. Calitatea apei. Prelevare. Partea 6: Ghid pentru prelevările efectuate în râuri și cursuri de apă. Chișinău: INSM, 2011. 23 p.
46. SM SR ISO 7890-3:2006. Calitatea apei. Determinarea conținutului de azotați, 9 p.
47. SM SR ISO 8466-1:2011. Calitatea apei. Etalonarea și evaluarea metodelor de analiză și estimarea caracteristicilor de performanță. Partea 1: Evaluarea statistică a funcției liniare de etalonare”, 8 p.
48. Starea mediului în Republica Moldova în anul 2007 - 2010 (Raport național). Chișinău, 2011. 192 p.

49. Starea calității apelor de suprafață conform indicilor hidrochimici pe teritoriul Republicii Moldova în anul 2013. Anuar. SHS. Chișinău, 2014. 123 p.
50. Toderăș I. ș.a. Rolul funcțional al populațiilor nevertebratelor bentonice în migrația biogenă a microelementelor. În: Analele șt. ale Universității de Stat din Moldova, 1999. p. 137-140.
51. Ungureanu L., Zubcov E., Coșieru I. Ecosistemele acvatice: particularități, măsuri de protecție și remediere. Chișinău: Continental Grup, 2011. 88 p.
52. Ursu A. Solurile Moldovei. Chișinău: Știința, 2011. 324 p.
53. Zubcov E. ... **Borodin N.** ș.a. Dinamica indicilor hidrochimici și calitatea apei r. Prut. În: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții, 2011, nr. 1 (313), p.103-110.
54. Zubcov E. ș.a. Cooperare transfrontalieră: evaluarea migrației metalelor și determinarea toleranței ecosistemelor acvatice. În: Akademos, 2015, nr. 2 (37), p. 66-72.
55. Zubcov E.ș.a. Repartizarea, migrația și rolul microelementelor în apele de suprafață. În:Microelementele în componentele biosferei și aplicarea lor în agricultură și medicină. Cap. IV. Monografie colectivă.Coordonator Simion Toma. Ed. Pontos, 2016, p.78-107.
56. Zubcov E. ... **Borodin N.**, ș.a. Starea actuală a râului Prut. În: Diversitatea, valorificarea rațională și protecția lumii animale, 2009, p. 279-283.
57. Zubcov E. Migrația microelementelor - metale în depunerile subacvatice ale lacului de acumulare Dubăsari. În: „Lacurile de acumulare din România. Tipologie, valorificare, protecție”, 2012. p. 10-12.
58. Zubcov E. Starea actuală a fluviului Nistru. În: Akademos, 2012, nr. 4 (27), p. 99-102.
59. Zubcov E. ș.a. Impactul râurilor Răut și Bîc asupra stării ecologice a fluviului Nistru. În: Bul. Acad. de Științe a Moldovei, 2003, nr. 1, p. 135-139.

În limba engleză

60. Abid A. Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Springer Science, 2014, vol.2, 260 p.
61. Adams W., Kimerle R., Mosher R. Aquatic safety assessment of chemicals sorbed to sediments. In: Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, 1985, p. 429-453.
62. Allott T. et al. The impact of nitrogen deposition on upland surface waters in Great Britain: a regional assessment of nitrate leaching. In: Water, Air and Soil Pollution, 1995, nr.85, p. 297 - 302.
63. Ansar A., Khad F. Eutrophication. In: An Ecological Vision. The Botanical Review, 2005, vol. 71(4), p. 449-82.

64. Arthur J., Beckett G., Burk R. Roles of selenium in type I iodithyronin 5 deiodinase and in thyroid hormone and iodine metabolism. In: *Selenium in biology and human health*, 1994, p. 93-115.
65. Azevedo A. et al. Combined ecological risks of nitrogen and phosphorus in European freshwaters. In: *Environmental Pollution*, 2015, vol. 200, p. 85-92.
66. Baulina O. *Ultrastructural Plasticity of Cyanobacteria*. Berlin:Springer, 2012, 203 p.
67. Berman T., Chava S. Algal growth on organic compounds as nitrogen sources. In: *Journal of Plankton Research*, 1999, vol.21, nr. 8, p. 1423-1437.
68. Berner E., Berner R. *Global Environment: Water, Air and Geochemical cycles*. NJ: Princeton University Press, 1996. 376 p.
69. Bervoets L., Blust R. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobiogobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. In: *Environmental Pollution*, 2003, vol. 126 (1), p. 9-19.
70. Billen G. et al. Modeling the response of water quality in the Seine river estuary to human activity in its watershed over the last 50 years. In: *Estuaries*, 2001, vol. 24 (6), p. 977-993.
71. Birchall J. et al. Acute toxicity of aluminium to fish eliminated by silicon-rich acid waters. In: *Nature* 1989, vol. 338, p. 146-48.
72. Boekema E. et al. A giant chlorophyll-protein complex induced by iron deficiency in cyanobacteria. In: *Nature*, 2001, vol. 412(6848), p. 745-748.
73. **Borodin N.** The content of nitrogen and phosphorus compounds in the inferior sector of Prut river during 2014. In: *Annals of the University Dunarea de Jos of Galati, Fascicle II - Mathematics, Physics, Theoretical Mechanics*, 2015, vol. 38, Issue 2, p. 226-231.
74. **Borodin N.** The dynamics of nitrogen and phosphorus concentrations in aquatic sediments of the Dubasari Reservoir. In: *Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity*, 2011, p. 159-161.
75. **Borodin N.** The migration of biogenic elements in the system water-suspension in the Dubossary Lake in relation to natural and anthropogenic factors. In: *Geological and bioecological problems of the Nord Black Sea Coast*, 2012, p. 34-37.
76. **Borodin N., Bagrin N., Bogonin Z.** Nutrients in waters of the Prut River, Lower Sector. In: *Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity*, 2013, p.193.
77. **Borodin N., Bagrin N.,** Nitrogen compounds in the Lower Prut waters. In: *Environmental Challenges in Lower Danube Euroregion*, 2015, p.15-16.

78. Boström B. et al. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. In: *Hydrobiologia*, 1988, nr. 170, p. 229-244.
79. Bowesa M. et al. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. In: *Science of the total environment*, 2008, vol. 395, p. 125-138.
80. Brock T. A eutrophic Lake: Lake Mendota, Wisconsin. New-York: Springer Science, 1985. 308 p.
81. Brock T. Nitrogen and phosphorus budgets of a nymphaid-dominated system. In: *Hydrobiol. Bull.*, 1981, vol. 15, nr. 3, p.191-192.
82. Camargo J., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. In: *Environment International*, 2006, vol. 32, p. 831-849.
83. Capone D. et al. Nitrogen in the marine environment. NY: Elsevier, 2008, 1705 p.
84. Carlisle E. Silicon as an essential trace element in animal nutrition. In: *Ciba Found Symp.* 1986, p. 123-139.
85. Chandra S. et al. Fractionation studies and bioaccumulation of sediment-bound heavy metals in Kollerulake by edible fish. In: *Environ. Inter.*, 2003, vol. 29(7), p. 1001-1008.
86. Chang C. et al. Phosphate and iron limitation of phytoplankton biomass in Lake Tahoe. In: *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 1992, vol. 49(6), p. 1206- 1215.
87. Cook S. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. In: *Environment Pollution*, 1976. vol. 11, p. 269-288.
88. Crawford R., Allen G. Seawater inhibition of nitrite toxicity to chinook salmon. In: *Transaction of the American Fisheries Society*, 1977, vol.106, p. 105-109.
89. Cuker B. Grazing and nutrient interactions in controlling the activity and composition of the epilithic algal community of an arctic lake. In: *Limnology Oceanography Journal*, 1983, vol. 28 (1), p.133-141.
90. Davidson K., Gurney W. An investigation of non steady state algal growth II. Mathematical modelling of co-nutrient limited algal growth. In: *Journal Plankton Research*, 1999, vol. 21, p. 839-858.
91. Directive 2000/60/EC of the European Parliament: Official Journal of the European Communities: OJ L 327, 2000. p. 1-72.
92. Dortch Q. The interaction between ammonium and nitrate uptake in phytoplankton. In: *Marine Ecology Progress Series*, 1990, vol. 61, p.183-201.
93. Drever J. The Geochemistry of Natural Waters. Surface and Groundwater environments. New-York: Prentice Hall, 2016, 437 p.

94. Duff J., Triska F. Nitrogen biogeochemistry and surface-subsurface exchange in streams. In *Streams and ground waters*. San Diego: Academic Press, 2000. p. 197–220.
95. Durand P. et al. Nitrogen processes in aquatic ecosystems. In: *The European Nitrogen Assessment. Sources, Effects and Policy Perspectives*, 2011, p. 126-146.
96. Dvorak P. Selected specificity of aquarium fish disease. In: *Bulletin VURH Vodnany*, 2004, vol. 40, p. 101-108.
97. Elser J. et al. Pelagic C:N:P Stoichiometry in a Eutrophied Lake: Responses to a Whole-Lake Food-Web Manipulation. In: *Ecosystems*, 2000, vol. 3, p. 293-307.
98. Erisman J., et al. The European nitrogen problem in a global perspective. In: *The European Nitrogen Assessment*. Ch. II. Eds. Mark A. et al. Cambridge University Press, 2011, 31 p.
99. Esteves F. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciencia, 1998. 602 p.
100. European Environment Agency Eutrophication in Europe's coastal waters, European Environment Agency, Copenhagen, 2001, nr. 7, 96 p.
101. Eutrophication des Eaux. Méthodes de Surveillance, d'Evaluation et de Lutte. OCDE, Paris, 1984, 164 p.
102. Exley C., Chappell J., Birchall J., A mechanism for acute aluminium toxicity in fish. In: *Journal Theoretical Biology*, 1991, vol. 151, p. 417-428.
103. Flint R., Goldman C. The effects of a benthic grazer on the primary production of the littoral zone in Lake Tahoe. In: *Limnology and Ceanography*, 1975, vol.20 (4), p. 935-944.
104. Förstner U., Wittmann G. *Metal pollution in the Aquatic Environment*. Berlin: Springer Verlag, 1979. 210 p.
105. Gilpin L., Davidson K., Robert E. The influence of changes in nitrogen: silicon ratios on diatom growth dynamics. In: *Journal of Sea Research*, 2004, vol. 51, p. 21-35.
106. Golterman H. *Physiological limnology: an approach to the physiology of lake ecosystems*. In: *Development in Water Science*, 1975, vol. 23, p. 124-133.
107. Goreaceva N. et al. Mineral forms of biogenic components in the waters of the Middle Nistru. In: *The International Conf. dedicated to the 55th anniversary from the foundation of the Institute of Chemistry of the Academy of Sciences of Moldova*, 2014, p. 158.
108. Griffith E. et al. *Environmental phosphorus handbook*. NY, London, Sydney, Toronto: Wiley-Interscience, 1973. 767 p.
109. Grimm N. Role of macroinvertebrates in nitrogen dynamics of a desert stream. In: *Ecology*, 1988, vol. 69 (6), p. 1884-1893.
110. Groffman P., Daniel J. et al. Down by the Riverside: Urban Riparian Ecology. In: *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2003, vol. 1, nr. 6, p. 315-321.

111. Hackney et. al. Silicon is the link between tidal marshes and estuarine fisheries: a new paradigm. In: *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*, 2000, p. 543-552.
112. Hall R. et al. How body size mediates the role of animals in nutrient cycling in aquatic ecosystems. In: *The Structure and Function of Aquatic Ecosystems*, 2007, p. 286-305.
113. Haraughty S., Burks S. Nutrient limitation in Lake Tenkiller, Oklahoma. In: *Journal Freshwater Ecology*, 1996, vol. 11(1), p. 91-100.
114. Harison P., Hurd C. Nutrient physiology of seaweeds: application of concepts to aquaculture. In: *Cah. de Biologie Marine*, 2001, vol. 42, p. 71-82.
115. Havens K. et al. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. In: *Environmental Pollution*, 2002, vol. 122, p. 379-390.
116. Hecky R. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. In: *Limnology and Oceanography Journal*, 1988, vol. 33(4, part 2), p. 196-822.
117. Henry F. et al. Heavy metals in four fish species from the French coast of the Eastern English Channel and Southern Bight of the North Sea. In: *Environment International Journal*, 2004, vol. 30(5), p. 675-683.
118. Hernández I., Niell F., Whitton B. Phosphatase activity of benthic marine algae. An overview. In: *Journal of Applied Phycology*, 2002, vol. 14, p. 475-487.
119. Hildebrand M., Wetherbee R. Components and control of silicification in diatoms. In: *Silicon Biomineralization: Biology, Biochemistry, Molecular Biology, Biotechnology*, 2003, vol. 33, p. 11-57.
120. House W. et al. Dissolution of silica and the development of concentration profiles in freshwater sediments. In: *Applied Geochemistry*, 2000, vol. 15, p. 425-438.
121. Howarth R., Marino R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. In: *Limnology and Oceanography*, 2006, vol. 51, p. 364-376.
122. Ittekkot V. et al. Silicon cycle. Human perturbations and impacts on aquatic systems. Washington, DC: IslandPress, 2009. 275 p.
123. Ittekkot V., Humborg C., Schafer F. Hydrological alterations and marine biogeochemistry: a silicate issue? In: *Bioscience*, 2000, vol.50, p. 776-782.
124. Ivanov V. Influence of climate changes on water resources in Moldova. In: *Chemistry Journal of Moldova*, 2012, nr. 1 (7), p. 119-121.

125. James C. et al. Nitrate availability and hydrophyte species richness in shallow lakes. In: *Freshwater Biology*, 2005, nr. 50, p. 1049-1063.
126. Jeppsen E. et al. Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention ecological state of lakes and adaptation. In: *Hydrobiologia*, 2011, vol. 663 (1), p. 1-21.
127. Jerry L., Ronald F. *Nitrogen in the Environment: sources, problems, and management*. Amsterdam, Boston: Academic Press/Elsevier, 2008, 702 p.
128. Jesper H. et al. Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. In: *Baltic Sea Environment Proceedings 115B*, 2009, 148 p.
129. Kemp M., Dodds W. Centimeter-scale patterns in dissolved oxygen and nitrification rates in a prairie stream. In: *J. North American Benthological Soc.*, 2001, vol. 20, p. 347-357.
130. Kivi K., et al. Nutrient limitation and grazing control of the Baltic plankton community during annual succession. In: *Limnology and Oceanography*, 1993, vol. 38, p. 893-905.
131. Komfeldt R. Relation between nitrogen and phosphorus content of macroalgae and water of Northern Oresund. In: *Botanica Marina*, 1982, vol. 25, p. 197-201.
132. Lewis W. Global primary production of lakes. In: *Internat. Society of Limnology*, 2011, nr. 1, p. 1-28.
133. Likens G., Buso D. Variation in stream water chemistry throughout the Hubbard Brook Valley. In: *Biogeochemistry*, 2006, nr. 78, p. 1-30.
134. Longhi D., Bartoli M., Viaroli P. Decomposition of four macrophytes in wetland sediments: Organic matter and nutrient decay and associated benthic processes. In: *Aquatic Botany*, 2008, vol. 89 (3), p. 303-310.
135. Maberly S. et al. Nutrient limitation of phytoplankton and periphyton growth in upland lakes. In: *Freshwater Biology*, 2002, nr. 47, p. 2136-2152.
136. Machova J., Svobodova Z. Nitrite influence on fish: a review. In: *Veterinary Medicine Czech*, 2005, vol. 50, nr. 11, p. 461-471.
137. Mainstone C., Parr W. Phosphorus in rivers ecology and management. In: *Science of the Total Environment*, 2002, volumes 282-283, p. 25-47.
138. Martinez B., Rico J. Seasonal variation of P content and major N pools in *Palmaria palmata* (Rhodophyta). In: *Journ. Phycological Research*, 2002, vol. 38, p. 1082-1089.
139. Martin-Jezequel V., Hildebrand M., Brzezinski M. Silicon metabolism in diatoms: Implications for growth. In: *Journal of Phycology*, 2000, nr. 36, p. 821-840.

140. McKee L. et al. Influence of climate, geology and humans on spatial and temporal nutrient geochemistry in the subtropical Richmond River catchment, Australia. In: Marine and Freshwater Research, 2001, vol. 52(2), p. 235-248.
141. Method 3051A. „Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils”. US Environmental Protection Agency.
142. Monbet Ph., McKelvie I., Worsfold P. Dissolved organic phosphorus speciation in the waters of the Tamar estuary (SW England). In: Geochimica et Cosmochimica Acta, 2009, vol. 73, p. 1027-1038.
143. Muhammad T. et al. Impact of excessive nitrogen fertilizers on the environment and associated mitigation strategies. In: Asian Journal of Microbiology Biotechnology Environmental Sciences, 2013, vol. 15, nr. 2, p. 213-221.
144. Muller W. Silicon Biomineralization: biology, biochemistry, molecular biology, biotechnology. Berlin, NY: Springer, 2003. 339 p.
145. Nagai T. et al. Effect of iron complexation with dissolved organic matter on the growth of cyanobacteria in a eutrophic lake. In: Aquat. Microb. Ecol., 2006, vol. 44(3), p. 231-239.
146. Naiman R., Bilby E. River Ecology and management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. New York: Springer, 1998. 683 p.
147. National Water Quality Inventory: 2004 Report to Congress (EPA 841-R-08-001). Washington, 2009. 37 p.
148. Negru M., Shubernetski I. Bacterioplankton from the Prut River and Costesti-Stinca Reservoir in 2012-2013. In: Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity, 2013, p. 221-223.
149. Nicoară M. ... **Borodin N.** et al. Evaluation of environmental impact and risk in Prut River using five indicators (CBO₅, CCO-Cr, SO₄²⁻, NO₂⁻, NO₃⁻). In: Journal of Survey in Fisheries Sciences, 2015, vol. 1 (2), p.1-10.
150. Niemiec M., Wiśniowska-Kielian B. Accumulation of manganese in selected links of food chains in aquatic ecosystems. In: Journal of Elementology, 2015, vol. 20(4), p. 945-956.
151. Ning R. Discussion of silica speciation, fouling, control and maximum reduction. In: Desalination, 2002, vol. 151, p. 67-73.
152. Nyberg P. et al. Labile inorganic manganese-an overlooked reason for fish mortality in acidified streams? In: Water Air Soil Pollution, 1995, vol. 85(2), p. 333-340.
153. Ometto J. et al. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of Piracicaba river basin, southeast Brazil. In: Freshwater Biology, 2000, vol. 44, p. 327-337.

154. Ormerod S., Durance I. Restoration and recovery from acidification in upland Welsh streams over 25 years. In: Journal of Ecology, 2009, nr. 46, p. 164-174.
155. Ospar commision: Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. Second Integrated Report. 2008. 107 p.
156. Pan L. et al. Effects of dietary manganese on growth and tissue manganese concentrations of juvenile gibel carp, *Carassius auratus gibelio*. In: Aquaculture Nutrition, 2008, vol. 14(5), p. 459-463.
157. Pandey J., Yadav A. The Changing State of N:P:Si Stoichiometry in Ganga River: Possible Implications for Production and Fate of Phytoplankton Biomass. In: Water Journal, 2015, vol. 6, p. 91-99.
158. Partridge G., Lymbery A. Effects of manganese on juvenile mullet (*Argyrosomus japonicus*) cultured in water with varying salinity-Implications for inland mariculture. In: Aquaculture, 2009, vol. 290 (3-4), p. 311-316.
159. Pedersen M. Transient ammonium uptake in the macroalga *Ulva lactuca* (Chlorophyta): nature, regulation and the consequences for choice of measuring technique. In: Journal Phycology, 1994, vol.30, p. 980-986.
160. Persson G., Jansson M. Phosphorus in Freshwater Ecosystems. Uppsala, 1985. 340 p.
161. Pitter P. Hydrochemistry. Prague: Editor VSCHT, 1999. 568 p.
162. Postolachi, L. Heavy metals and phosphorus forms mobilization during the resuspension of bottom sediments of the Prut River. In: Chemistry Journal of Moldova, 2013, vol. 8, nr. 2, p. 51-56.
163. Rao V., Selvarani V. Phosphate uptake in *Amphora coffeaeformis* (Agardh) Kutz, *Naviculla pelliculosa* (Breb.) Hilse and *Thalassiosira fluviatilis* Hustedt. In: Phycos, 1989, vol. 28, nr. 1-2, p. 216-230.
164. Reynolds C. The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, 1984. 384 p.
165. Rosenberg G., Ramus J. Ecological growth strategies in the seaweeds *Gracilaria foliifera* (Rhodophyceae) and *Ulva* sp. (Chlorophyceae): soluble nitrogen and reserve carbohydrates. In: Marine Biology, 1982, vol. 66, Issue 3, p. 251-259.
166. Russo R., Thurston R. Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to fishes. In: Aquaculture and water quality, 1991, p. 58-59.
167. Schlenk D., Zubcov N., Zubcov E. Effects of salinity on the Uptake, Biotransformation, and Toxicity of Dietary Seleno-L-Methionine to Rainbow Trout. In: Toxicological sciences, 2003, vol.75, p. 309-313.

168. Seitzinger S., et al. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. In: Global Biogeochem Cycles, 2010, vol. 24, p. 1-16.
169. Sferratore A. et al. Diffuse and point sources of silica in the seine river watershed. In: Environmental Science & Technology, 2006, vol. 40, p. 6630-6635.
170. Simon K. et al. Habitat-specific nitrogen dynamics in New Zealand streams containing native and invasive fish. In: Ecosystems, 2004, vol. 7, p. 777-792.
171. Simonsen L. et al. Cobalt metabolism and toxicology-A brief update. In: Science of the Total Environment, 2012, vol. 432, p. 210-215.
172. Smit A. Nitrogen uptake by *Gracilaria gracilis* (Rhodophyta): adaptations to a temporally variable nitrogen environment. In: Botanica Marina, 2002, vol. 45, nr. 2, p. 196-209.
173. Smith V., Schindler D. Eutrophication science: where do we go from here? In: Trends in Ecology and Evolution, 2009, vol. 24, p. 201-207.
174. Sommer U. Are marine diatoms favoured by high Si:N ratios. In: Marine Ecology Progress Series, 1994, vol. 115, p. 309-315.
175. Stachovitsch M. Eutrophication induced modification of benthic communities. In: UNESCO Rep. Marine Science, 1988, nr. 49, 1988, p. 67-80.
176. Sterner R., Elser J. Ecological stoichiometry. The biology of elements from molecules to the biosphere. NY: Princeton University Press, 2002, 464 p.
177. Subernetkii I., Negru M., Jurminskaia O. Trophicity assessment of the Dniester River based on microbiological parameters. In: Sustainable use, protection of animal world and forest management in the context of climate change, 2016, p. 227-228.
178. Svobodova Z. et al. Nitrite poisoning of fish in aquaculture facilities with water-recirculating systems: three case studies. In: Acta Veterinaria Brno, 2005, vol. 74, p. 129-137.
179. Syret P. Nitrogen metabolism of microalgae. In: Physiological Bases of Phytoplankton Ecology. Can. Bull. Fish Aquat. Sci., 1981, vol. 210, p. 182-210.
180. Tada K. et al. Diatoms grow faster using ammonium in rapidly flushed eutrophic Docai Bay, Japan. In: Oceanography, 2009, vol. 65, 2009, p. 885-891.
181. Tamminen T., Andersen T. Seasonal phytoplankton nutrient limitation patterns as revealed by bioassays over Baltic Sea gradients of salinity and eutrophication. In: Marine Ecology Progress Series, 2007, vol. 340, p. 121-138.
182. Tarita A. et al. Correlation of nitrate and macro components content in springs water (river Prut basin). In: Ecological chemistry, 2012, p. 66.

183. Teodoru C. et al. Biogenic silica accumulation in the sediments of Iron Gate I Reservoir on the Danube River. In: Aquatic Sciences, 2006, vol. 68, Issue 4, p. 469-481.
184. Tilman D, Kilham S., Kilman P. Phytoplankton community ecology: The role of limiting nutrients. In: Annual Review of Ecology and Systematics, 1982, vol. 13, p. 349-372.
185. Toderas I. ... **Borodin N.** et al. Influence of abiotic and biotic factors upon communities of aquatic organisms. In: Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity, 2013, p. 234.
186. Toress-Valdés S., Purdie D., Nitrogen removal by phytoplankton uptake through a temperate non-turbid estuary. In: Estuarine Coastal Shelf Sci., 2006, vol. 70, p. 473-486.
187. Tréguer et al., The silica balance in the world ocean: a reestimate. In: Science, 1995, vol. 268, p. 375-379.
188. Turner R., Rabalais N., Justic D., Dortch Q. Future aquatic nutrient limitations. In: Marine Pollution Bulletin, 2003, vol. 46, p. 1032-1034.
189. Vanni M. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. In: Annual Review of Ecology and Systematics, 2002, vol. 33, p. 341-370.
190. Viaroli P. et al. Factors affecting dissolved silica concentrations, and DS_i and DIN stoichiometry in a human impacted watershed (Po River, Italy). In: Silicon, 2013, vol. 5, p. 101-114.
191. Vieira M. et al. Acute toxicity of manganese in goldfish *Carassius auratus* is associated with oxidative stress and organ specific antioxidant responses. In: Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012, vol. 78(1), p. 212-217.
192. Vitousek P. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. In: Ecological Applications, 1997, vol. 7, p. 737-750.
193. Vrede T., Tranvik L. Iron constraints on planktonic primary production in oligotrophic lakes. In: Ecosystems, 2006, vol. 9 (7), p. 1094-1105.
194. Ward B. Nitrification and ammonification in aquatic systems. In: Life Support Biosphere Science, 1996, vol. 3(1-2), p. 25-29.
195. Wen Y., Peters R. Empirical models of phosphorus and nitrogen excretion rates by zooplankton. In: Limnology and Oceanography, 1994, vol. 39, p. 1669-1679.
196. Wickins J. Water quality requirements for intensive aquaculture. A review. In: Aquaculture in heated water effluents and recirculation systems, 1980, vol. 1, p. 17-37.
197. Wiley J. et al. Silicon Biogeochemistry. Chichester, 1986, 264 p.
198. Willén E. Planktonic diatoms - an ecological review. In: Algological Studies, 1991, vol. 62, p. 69-106.

199. Withersa P., Jarvie H. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. In: Science of the total environment, 2008, vol. 400, p. 379-395.
200. Worsfolda P., Monbet Ph., et al. Characterisation and quantification of organic phosphorus and organic nitrogen components in aquatic systems: A Review. In: Analytica chimica acta, 2008, vol. 624, p. 37–58.
201. Wright R. et al. Trends in nitrogen deposition and leaching in acid-sensitive streams in Europe. In: Hydrology and Earth System Sciences, 2001, nr. 5, p. 299-231.
202. Ye C. et al. Growth performance and tissue mineral content of juvenile grouper (*Epinephelus coioides*) fed diets supplemented with various levels of manganese. In: Aquaculture Nutrition, 2009, vol. 15, p. 608-614.
203. Zubcov E. ...**Borodin N.** Assement of chemical compositions of water and ecological situation in Dniester river. In: Journal of Science and Arts, Chemistry Section, Year 10, 2010, nr. 1(12), p. 47-52.
204. Zubcov E. ... **Borodin N.** et al. Investigation of hidrochemical characteristics of the Prut river. In: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei, Științele vieții, 2014, nr. 3 (324), p.127-136.
205. Zubcov E. ... **Borodin N.** Influence of nutrients substances on phytoplankton from Prut River. In: Annals of the University Dunarea de Jos of Galati, Fascicle II - Mathematics, Physics, Theoretical Mechanics, Year I (XXXII), 2009, p. 68-72.
206. Zubcov E. ... **Borodin N.** The metal accumulation in aquatic plants of Dubăsari and Cuciurgan reservoirs. In: Muzeul Olteniei Craiova. Oltenia. Studii și comunicări. Științele Naturii, 2013, vol. 29 (2), p. 216-219.
207. Zubcov E. et al. Hydrobiocenosis State of the Prut River in the Sculeni-Giurgiulești Sector. In: Management of Water Quality in Moldova. Book Water Science and Technology Library, ed. Duca Gh., 2014, vol. 69, Berlin: Springer, 2014, p. 97-156.
208. Zubcov E. et al. Monitoring of trace metals in the Prut River. In: Annals of „Dunarea de Jos”, University of Galati, Mathematics, Physics, Theoretical Mechanics, Fascicle II, Year V(XXXVI), 2013, p. 232-236.
209. Zubcov E. Investigation of distribution, migration and the role of trace elements in aquatic ecosystems. In: Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity, 2011, p.198-200.
210. Zubcov E., Zubcov N. The dynamics of the content and migration of trace metals in aquatic ecosystems of Moldova. In: E3S Web of Conference 1, 32009 (2013).

211. Zubcov N., Zubcov E., Schlenk D. The dynamics of metals in fish from Dniester and Prut rivers. In: Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research. Wetlands Biodiversity, 2008, p. 34-38.

În limba rusă

212. Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А. Руководство по практическому анализу вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1973. 269 с.
213. Андруз Дж., и др. Введение в химию окружающей среды. М.: Мир, 1999. 271 с.
214. Бассейн реки Днестр. Экологический атлас. Кишинев, 2012, 45 с.
215. Батенков В.А. Охрана биосферы. Барнаул: Изд-во Алт. ун-та, 2002. 193 с.
216. Башкин В.Н. Биогеохимия. М.: Научный мир, 2004. 584 с.
217. Безматерных Д.М. Водные экосистемы: состав, структура, функционирование и использование. Барнаул: Изд-во Алт. ун-та, 2009. 97 с.
218. Белкина Н.А. Роль донных отложений в процессах трансформации органического вещества и биогенных элементов в озерных экосистемах. В: Водные проблемы Севера и пути их решения, 2011. № 4. с. 35-41.
219. Белкина Н.А., Сандман О., Игнатьева Н.В. Распределение форм фосфора в донных отложениях как показатель эвтрофирования экосистемы большого водоема (на примере Ладожского и Онежского озер). В: Экологическая химия, 2006, вып. 15 (3), с. 174-185.
220. Белкина Н.А. и др. Химический состав донных отложений северной части Ладожского озера как показатель многолетней изменчивости экосистемы водоема. В: Труды Карельского научного центра РАН, 2015, № 9. с. 53-61.
221. Бикбулатова Е.М., Скопинцев Б.А., Бикбулатов Э.С. Распад органического вещества синезеленых водорослей в аэробных и анаэробных условиях при комнатной температуре (20°C). В: Водные ресурсы, 1977, № 6, с. 132-147.
222. Бойченко Н.И. Динамика содержания биогенных элементов и органического вещества в реке Днестр и его притоках – Стрый, Реут, Бык. В: Вода и здоровье, Одесса, 2000, с. 83-85.
223. Борзенков А.А. Формирование техногенных донных отложений и их влияние на гидробионты. В: Геология, география и глобальная энергия, 2009, № 4 (35), с. 179-183.
224. **Бородин Н.** Динамика биогенных элементов в Дубоссарском водохранилище. В: Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами, 2010, с. 14-17.

225. Бреховских В.Ф. и др. О роли донных отложений в балансе растворенного кислорода в Можайском водохранилище. В: Водные ресурсы, 1999, Т. 25, № 1, с. 43-45.
226. Булгаков Н.Г., Левич А.П. Биогенные элементы в среде и фитопланктон: отношение азота к фосфору как самостоятельный регулирующий фактор. В: Успехи современной биологии, 1995, Т. 1, с. 13-23.
227. Васильева Е.П. Донные отложения. В: Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения, 1990, с. 147-175.
228. Вернадский В.И. Живое вещество. М.: Наука, 1978, 358 с.
229. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. М.: Наука, 2001. 376 с.
230. Винберг Г.Г. Основы изучения пресноводных экосистем. Минск: Изд-во АН БССР, 1981. 274с.
231. Гаркавая Г. и др. Многолетняя изменчивость стока биогенных веществ Днестра. В: Водные ресурсы, 2008, Т. 35, № 6, с. 1-8.
232. Голубкина Н. А. Селен в питании: растения, животные, человек. М.: Печатный город, 2006. 254 с.
233. Даценко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты. Москва: ГЕОС, 2007. 251 с.
234. Зилов Е. А. Структура и функционирование пресноводных экосистем. Иркутск, 2006. 40 с.
235. Зубков Е. И. Влияние гидростроительства на экологическое состояние реки Днестр. В: Akademos, Revistă de Știință, inovare, cultură și artă, 2007, № 2-3 (7), с.23-29.
236. Зубкова Е. ... **Бородин Н.** и др. Гидроэкологические исследования Днестра в пределах Молдовы, 2008-2009 годы. В: Международное сотрудничество и управление трансграничным бассейном для оздоровления реки Днестр, 2009, с. 77-82.
237. Зубкова Е. И. и др. Значение моллюсков в биогенной миграции металлов и влияние металлов на жизнь донных гидробионтов. В: Probleme actuale ale protecției și valorificării durabile a diversității lumii animale, 2007, с. 200-202.
238. Зубкова Е. И. и др. Роль макрофитов пресноводных экосистем в накоплении металлов (на примере Дубоссарского водохранилища). В: Проблемы экологии и гидробиологии, 2008, с. 63-64.

239. Зубкова Е. И. и др., ...**Бородин Н. Н.** Уровень накопления и роль моллюсков в биогенной миграции металлов в экосистеме реки Днестр. In: Modern Problems of Aquatic Ecology. St. Petersburg, 2010, с. 68.
240. Зубкова Н. Н. Закономерности накопления и роль микроэлементов в онтогенезе рыб, Кишинев: Штиинца, 2011. 88с.
241. Иванов В.Н. и др. Изучение пищевого пути потребления и выведения радионуклидов у зоопланктонных организмов. В: Биология моря, 1979, вып. 50. с. 71 - 74.
242. Исидоров В. Введение в химическую экотоксикологию. СПб: Химиздат, 1999. 444с.
243. Капитальчук М.В., Капитальчук И.П., Голубкина Н.А. Аккумуляция и миграция селена в компонентах биогеохимической цепи «почва-растения-человек» в условиях Молдовы. В: Приволжский экологический журнал, 2011, №3, с.323-335.
244. Коломийцев Н. и др. Исследования загрязненности донных отложений как основа мониторинга состояния водотоков. В: Мелиорация и водное хозяйство, 2001, №3. с.11-15.
245. Кондратьева Л.М. Вторичное загрязнение водных экосистем. В: Водные ресурсы, 2000, Т.2., с.227-231.
246. Корж В.Д. Геохимия элементного состава гидросферы. М.: Наука, 1991. 243 с.
247. Коробов Р. и др. Уязвимость к изменению климата: Молдавская часть бассейна Днестра. Кишинев: Elan poligraf, 2014, 336 с.
248. Леонов А. В., Стыгар О. В. Сезонные изменения концентрации биогенных веществ и биопродуктивности вод Северной части Каспийского моря. В: Водные ресурсы, 1999, № 6, с. 734-743.
249. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 269 с.
250. Лозовик П.А., Потапова И.Ю. Поступление химических веществ с атмосферными осадками на территорию Карелии. В: Водные ресурсы, 2006. № 1. с. 111-118.
251. Мур Дж. В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния. М.: Мир, 1987. 228 с.
252. Нахшина Е. П. Тяжелые металлы в системе вода донные отложения водоемов. В: Гидробиолог.журн., 1985, Т. 21, № 2, с. 80-90.
253. Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.
254. Никаноров А.М. Гидрохимия. С-Пб: Гидрометеиздат, 2001. 444 с.
255. Одум Ю. Экология: В 2-х т. Т.1. М.: Мир, 1986. 328 с.

256. Остроумов С.А., Колесов Г.М. Редкие и рассеянные элементы в биогенном детрите: новая сторона роли организмов в биогенной миграции элементов. В: Известия Самарского научного центра Российской академии наук, 2010, Т. 12, № 1, с. 153-155.
257. Остроумов С.А., Колесов Г.М., Тодераш И.К. Выявление элементов (La, Au, U, Cs, Ba, Na, Ce, Sb, Hf, Th, Sc, Sm и др.) в биогенном детрите водных микрокосмов *Viviparus viviparus*, *Unio pictorum*, *Ceratophyllum demersum*. В: Bul. Acad. de Ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii. 2009, nr. 2 (308), p. 85-95.
258. Панин В.Ф. Введение в защиту окружающей среды. Томск: Изд.-во Томского политехнического университета, 2011. 176 с.
259. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 528 с.
260. Петрова Н.А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озер. Л.: Наука, 1990. 200 с.
261. Разумов В.А., Тютюнова Ф.И. Нитритное загрязнение р. Москвы: причины и следствия В: Водные ресурсы, 2001, № 3. с. 356-366.
262. Романенко В. Основы гидроэкологии. К.: Генеза, 2004. 664 с.
263. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Ред. канд. биол. наук. Абакумов В.А. Л.: Гидрометиздат, 1983. 239 с.
264. Савенко В., Савенко А. Геохимия фосфора в глобальном гидрологическом цикле. М.: ГЕОС, 2007. 248 с.
265. Силкин В.А., Чубчикова И.Н. Кинетика поглощения фосфатов и нитратов морской многоклеточной водорослью *Gelidium latifolium*. В: Известия РАН. Серия биологическая, 2007, № 2, с.1-8.
266. Сиренко Л.А. и др. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов. Киев: Наук. Думка, 1992. 356 с.
267. Слесарев В.И. Химия: Основы химии живого. СПб.:Химиздат, 2000. 768 с.
268. Сучков Б. П. Гигиеническое значение селена как микроэлемента. Киев. 1980. 47 с.
269. Сыродоев Г. и др. Обвально-осыпные процессы в долине р. Днестр. В: Водные ресурсы бассейна р. Днестр: предпосылки устойчивого развития населенных пунктов региона, 2010, с. 44-50.
270. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. М.: Колос, 2007, 144 с.
271. Флеров Б.и др. Комплексная оценка состояния донных отложений Рыбинского водохранилища. В: Биология внутр. вод, 2000. №2. с. 148-156.
272. Фохт Т. Комплексный глобальный мониторинг Мирового океана. Л.: Гидрометеиздат, Т. 1, 1985, 132 с.

273. Фрумин Г.Т., Хуан Ж.Ж. Динамика содержания биогенных элементов в озере Тайху. В: Экологическая химия 2012, 21(2), стр. 74-80.
274. Хайлов К.М., Парчевский В.П. Иерархическая регуляция структуры и функции морских растений. Киев: Наук. Думка, 1983, 256 с.
275. Хаханина Т.И. Химия окружающей среды. М.: Издательство Юрайт, 2015. 215 с.
276. Ходоровская Н.И., Стурова М.В. Исследование влияния концентраций кремния и фосфора на развитие диатомовой микрофлоры водоема. В: Известия Челябинского научного центра, 2002, Т. 15 (2), с. 50-53.
277. Шарапановская Т.С. Экологические проблемы Среднего Днестра. Кишинев: Biotica, 1999. 88 с.
278. Экосистема Нижнего Днестра в условиях усиленного антропогенного воздействия. Отв. Ред. И.М. Ганя, Кишинев 1990, 260 с.

Webografie

279. www.apelemoldovei.gov.md
280. www.dbga.md
281. www.meteo.md

ANEXE





ACT DE IMPLEMENTARE Nr. 1

din "17" octombrie 2013

1. Denumirea propunerii pentru implementare:

Procedeu de dezvoltare a bazei trofice naturale în heleșteie

2. Autorii propunerii:

Zubcov Elena, Zubcov Natalia, Ungureanu Laurenția, Bilețchi Lucia, Bagrin Nina, Borodin Natalia, Lebedenco Liubovi

Instituția unde s-a implementat și perioada de implementare

Întreprinderea Individuală „Ghidrin”

Volumul de lucrări efectuate:

A fost testat procedeu de intensificare a bazei trofice naturale în 3 heleșteie, care include introducerea microîngrășămintelor. Înainte de popularea heleșteiilor cu larve sau alevini de pește și după popularea heleșteiilor cu puiet de 1 an și 2 ani, în apă se introduce clorură de cobalt și clorură de mangan, sau permanganat de potasiu, astfel încât concentrațiile finale ale cobaltului și manganului să nu depășească 35...40 µg/l.

Rezultatele implementării:

Investigațiile efectuate au demonstrat că introducerea clorurii de cobalt și a clorurii de mangan, sau a permanganatului de potasiu, înainte de popularea heleșteiilor cu larve sau alevini de pește și după popularea heleșteiilor cu puiet de 1 an și 2 ani contribuie la îmbogățirea substanțială a bazei trofice naturale a heleșteiilor.

În plus, pescuitul de control a demonstrat și un ritm de creștere mai sporit la peștii din heleșteiele fertilizate cu microelemente, ceea ce a condus la sporirea productivității piscicole a heleșteiilor cu 24%.

Propuneri:

Procedeu de dezvoltare a bazei trofice naturale în heleșteie prin utilizarea microîngrășămintelor de cobalt și mangan.

Responsabil pentru implementare:

prof., dr.hab. **Zubcov Elena**

Institutul de Zoologie AȘM



MINISTERUL MEDIULUI AL REPUBLICII MOLDOVA

MINISTRY OF ENVIRONMENT OF THE REPUBLIC OF MOLDOVA

Direcția resurse naturale și biodiversitate

str. Cosmonauților, 9, MD-2005 Chișinău • Tel.: (+373 22) 204 522 • www.mediul.gov.md • rotaru@mediul.gov.md

03.02.2016 nr. 04-07/194

**Institutul de Zoologie al
Academiei de Științe a Moldovei**

Act de implementare

Prin prezentul, Direcția Resurse Naturale și Biodiversitate din cadrul Ministerul Mediului expune poziția de susținere a rezultatelor privind proiectului internațional transfrontalier *“Resources pilot centre for cross-border preservation of the aquatic biodiversity of Prut River”* MIS ETC 1150, realizat de către Institutul de Zoologie al Academiei de Științe a Moldovei în parteneriat cu Universitatea “Alexandru Ioan Cuza” din Iași, România.

Rezultatele privind diversitatea și starea ihtiofaunei, nevertebratelor planctonice și bentonice, fitoplanctonului, bacterioplanctonului, calității apei r. Prul și lacului de acumulare Costești-Stânca sunt utilizate, în calitate de suport științific întru realizarea prevederilor Strategiei privind diversitatea biologică a Republicii Moldova pentru anii 2015-2020, Planului de acțiuni în domeniul conservării diversității biologice și Planului de gestionare a districtului bazinului hidrografic Dunărea-Prut și Marea Neagră.

Șef Direcție resurse naturale și biodiversitate



Ala Rotaru

MINISTERUL MEDIULUI AL REPUBLICII MOLDOVA

MINISTRY OF ENVIRONMENT OF THE REPUBLIC OF MOLDOVA

Direcția resurse naturale și biodiversitate

str. Cosmonauților, 9, MD-2005 Chișinău • Tel.: (+373 22) 204 522 • www.mediul.gov.md • rotaru@mediul.gov.md

03.02.2016 nr. 04-07/195

**Institutul de Zoologie al
Academiei de Științe a Moldovei**

Act de implementare

Prin prezentul, Direcția Resurse Naturale și Biodiversitate din cadrul Ministerul Mediului expune poziția de susținere a rezultatelor privind proiectului internațional transfrontalier *“Cross-border interdisciplinary cooperation for the prevention of natural disasters and mitigation of environmental pollution in Lower Danube Euroregion” MIS ETC 1676*, realizat de către Institutul de Zoologie al Academiei de Științe a Moldovei în parteneriat cu Universitatea “Dunărea de Jos” din Galați, România, Institutul de Geologie și Seismologie al AȘM și Centrul Științific Ucrainean pentru Ecologia Mării din Odesa, Ucraina.

Rezultatele privind calitatea apei, diversitatea și starea bacterioplanctonului, fitoplanctonului, nevertebratelor planctonice și bentonice, ihtiofaunei, cât și metodologia de monitorizare a mediului acvatic sunt utilizate, în calitate de suport științific întru realizarea prevederilor Strategiei privind diversitatea biologică a Republicii Moldova pentru anii 2015-2020, Planului de acțiuni în domeniul conservării diversității biologice și Planului de gestionare a districtului bazinului hidrografic Dunărea-Prut și Marea Neagră.

Șef Direcție resurse naturale și biodiversitate



Ala Rotaru

DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII

Subsemnata, declar pe răspundere personală că materialele prezentate în teza de doctorat sunt rezultatul propriilor cercetări și realizări științifice. Conștientizez că, în caz contrar, urmează să suport consecințele în conformitate cu legislația în vigoare.

Borodin Natalia

Semnătura

Data

CURRICULUM VITAE

Numele și prenumele: Borodin Natalia

Locul și data nașterii: or. Bender, 11.01.1982

Cetățenia: Republica Moldova

Adresa domiciliu: Căușeni, s. Hagimus, str. V. Alecsandri, 23, tel.0-243-3-67.

Adresa serviciu: Institutul de Zoologie, str. Academiei 1, bir.333, Chișinău
MD-2028, Republica Moldova, tel.022 73-75-09.

e-mail: natalia_borodin@mail.ru



Studii : Studii Doctorat – UnAȘM, 2009-2012, Specialitatea: hidrobiologie, ihtiologie;

Studii Masterat – USM, 2004-2005, Facultatea Biologie și Pedologie, specialitatea: ecologie și protecția mediului ambiant; specializarea – ecologie, diplomă de magistr;

Studii superioare – USM, 2000-2004, Facultatea Biologie și Pedologie, specialitatea: ecologie și protecția mediului ambiant, specializarea – hidrobiologie și ecotoxicologie, diplomă de licență.

Interesul științific: hidrobiologie, ihtiologie, hidrochimie, ecologie acvatică

Activitatea științifică: studierea migrației elementelor biogene (compușii azotului, fosforului, siliciului) în ecosistemele acvatice. Evaluarea calității apei în dependență de acțiunea factorilor naturali și antropici.

Profesia și funcția la momentul completării: cercetător științific, Laboratorul Hidrobiologie și Ecotoxicologie, Institutul de Zoologie, AȘM.

Limbi străine cunoscute:

	Înțelegere				Vorbire				Scriere	
	Ascultare		Citire		Participare la conversație		Discurs oral		Exprimare scrisă	
Franceza	B1	Utilizator independent	B1	Utilizator independent	B1	Utilizator independent	B1	Utilizator independent	B1	Utilizator independent
Rusa	C2	Utilizator profesional	C2	Utilizator profesional	C2	Utilizator profesional	C2	Utilizator profesional	C2	Utilizator profesional

Participări la realizarea proiectelor:

1. Centru pilot de resurse pentru conservarea transfrontalieră a biodiversității râului Prut (2012-2015) din cadrul Programului Operațional Comun România-Ucraina-Republica Moldova, MIS ETC 1676
2. Project resources pilot centre for cross-border preservation of the aquatic biodiversity of Prut River”. MIC ETC 1150

3. Evaluarea diversității, particularităților succesiunilor ecologice și elaborarea metodologiei monitoringului integrat al ecosistemelor acvatice în contextul Directivelor Europene (2011-2014), 11.817.08.15A
4. Stabilirea structurii, funcționării, toleranței comunităților de hidrobionți și dezvoltarea principiilor științifice ale managementului bioproductivității ecosistemelor acvatice.” 15.817.02.27A
5. Elaborarea principiilor monitoringului hidrobiologic complex al ecosistemelor tehnologice ale întreprinderilor energetice "EQUAENERGO" 14.820.18.02.01/UA
6. Estimarea stării ecologice și elaborarea propunerilor pentru utilizarea durabilă a resurselor biologice ale ecosistemelor piscicole (2010-2011), 10.819.04.02A
7. The migration of biogenic elements and trace elements in the system water-suspension-hydrobionts in the Dubasari Reservoir in relation to natural and anthropogenic factors” World Federation of Scientists, National Scholarship program (2011-2012)

Publicații: 30 lucrări științifice.

Articole în diferite reviste științifice

în reviste din străinătate recunoscute

1. Zubcov E., Ungureanu L., Ene A., Bagrin N., **Borodin N.** Influence of nutrients substances on phytoplankton from Prut River. In: Annals of the University Dunarea de Jos of Galati, Fascicle II - Mathematics, Physics, Theoretical Mechanics, Year I(XXXII) 2009, p. 68-72. ISSN 2067 – 2071.
2. Zubcov E., Ungureanu L., Ene A., Zubcov N., Bagrin N., **Borodin N.** Assessment of chemical compositions of water and ecological situation in Dniester river. In: Journal of Science and Arts, Chemistry Section, Year 10, No.1(12), 2010, p. 47-52, ISSN: 1844-9581.
3. Zubcov E., Bilețchi L., Zubcov N., Philipenko E., **Borodin N.** The metal accumulation in aquatic plants of Dubăsari and Cuciurgan reservoirs/Acumularea metalelor în plantele acvatice din lacurile de acumulare Dubăsari și Cuciurgan. In: Oltenia Journal for studies in Natural Sciences, Vol.XXIX/2, 2013, p.216-219, ISSN 1454-6914.
4. **Borodin N.** The content of nitrogen and phosphorus compounds in the inferior sector of Prut river during 2014. In: Annals of the University Dunarea de Jos of Galati, Fascicle II - Mathematics, Physics, Theoretical Mechanics, 2015, Vol. 38 Issue 2, ISSN 2067 – 2071, P. 226-231

5. Nicoara M., Zubcov E., Bagrin N., **Borodin N.**, Strungaru S.A., Jurminscaia O., Plavan G. Evaluation of environmental impact and risk in Prut River using five indicators (CBO5, CCO-Cr, SO_4^{2-} , NO_2^- , NO_3^-). In: Journal of Survey in Fisheries Sciences, Vol. 1, No. 2(2-2015), 2015, p.1-10, ISSN: 2368-7487.

în reviste din Registrul Național al revistelor de profil (categoria B)

6. Zubcov E., Bagrin N., Ungureanu L., Bilețchi L., **Borodin N.**, Bogonin Z. Dinamica indicilor hidrochimici și calitatea apei râului Prut. În: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. No.1 (313), 2011, p.103-110, ISSN:1857-064X.
7. Zubcov E., Bilețchi L., Bagrin N., Zubcov N., **Borodin N.**, Jurminscaia O., Bogonin Z., Investigation of hydrochemical characteristics of the Prut river. In: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei, Științele vieții No.3 (324), 2014, p.127-136. ISSN: 1857-064X.
8. **Borodin N.** Migrația fosforului în sistemul apă – sedimente – hidrobionți al fluviului Nistru. În: Buletinul Academiei de Științe. Științele vieții. No. 2 (329), 2016, p. 102-111. ISSN 1857-064X.

Articole în culegeri științifice

culegeri de lucrări ale conferințelor internaționale

9. Zubcov E., Ungureanu L., Șubernetki I., Munjiu Ox., Bagrin N., Bilețchi L., Zubcov N., **Borodin N.**, Lebedenco L., Bogonin Z. Starea actuală a râului Prut. În: Diversitatea, valorificarea rațională și protecția lumii animale. Simpozionul internațional consacrat celei de-a 70-a aniversări din ziua nașterii profesorului universitar Andrei Munteanu. Chișinău: Știința, 2009, p. 279-283. ISBN 978-9975-67-611-3.
10. Зубкова Е., Багрин Н., Зубкова Н., Богонин З., Мунжиу О., **Бородин Н.**, Билецки Л., Лебеденко Л. Гидроэкологические исследования Днестра в пределах Молдовы, 2008-2009 годы. В: Международное сотрудничество и управление трансграничным бассейном для оздоровления реки Днестр. Материалы Международной конференции. Одесса, 30 сентября-1 октября 2009 г. с.77-82.
11. **Бородин Н.** Динамика биогенных элементов в Дубоссарском водохранилище. В: Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами. Международная научно-практическая конференция. Тирасполь, 15–16 октября 2010 г., с. 14-17. ISBN 978-9975-4062-2-2.

12. Munjiu O., **Borodin N.** Зообентос и современное гидрохимическое состояние Ягорлыкской Заводи. În: Rezervația Codri – 40 de ani. Materialele Simpozionului Științific Internațional. Știința, 2011, c. 276-279. ISBN 978-9975-67-799-8.
13. **Бородин Н.** Физико-химические параметры как основополагающие факторы рыбопродуктивности водоемов. В: Академику Л. С. Бергу -135 лет. Сборник научных статей. Бендеры, 2011, с.105-110. ISBN 978-9975-66-219-2.
14. **Borodin N.** The migration of biogenic elements in the system water-suspension in the Dubossary Lake in relation to natural and anthropogenic factors. В: Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья. Материалы IV Международной научно-практической конференции. Тирасполь, 9-10 ноября 2012 г., с.34-37. ISBN 978-9975-4062-8-4.
15. **Borodin N.**, Negru M., Șubertekii I. Unele aspecte privind solubilizarea și mineralizarea fosforului în fl. Nistr în a.2015. В: Академику Л.С.Бергу -140 лет. Сборник научных статей. Бендеры, 2016, с. 316-320. ISBN 978-9975-66-515-5.

Materiale/ teze la forurile științifice
conferințe internaționale (peste hotare)

16. Зубкова Е., Тодераш И., Остроумов С., Билецки Л., Багрин Н., **Бородин Н.** Уровень накопления и роль моллюсков в биогенной миграции металлов в экосистеме реки Днестр. In: Modern Problems of Aquatic Ecology. Book of abstracts 4th International Scientific Conference to commemorate Professor G.G. Winberg. St.Peterburg, 2010, p.68.
17. Мунжиу О., **Бородин Н.**, Багрина Н. Двустворчатые моллюски-вселенцы водоемов Молдовы. In: Modern Problems of Aquatic Ecology. Book of abstracts 4th International Scientific Conference, to commemorate Professor G.G. Winberg. St.Peterburg, 2010, p.127.
18. Toderăș I., Miron I., Zubcov E., Ungureanu L., Miron M., Bagrin N., Ungureanu G., **Borodin N.**, Tumanova D. Starea ecologică a lacului de acumulare Bicăz în perioada estivală cu maxim termic. In: Lacurile de acumulare din România (tipologie, valorificare, protecție). Al 3-lea Simpozion, Potoci-Neamț, 2012, p. 9.
19. **Borodin N.**, Bagrin N., Nitrogen compounds in the Lower Prut waters. In: Environmental Challenges in Lower Danube Euroregion. International Conference, Galați, 2015. p.15-16.

20. **Borodin N.** The dynamics of nitrogen and phosphorus concentrations in aquatic sediments of the Dubasari Reservoir. In: Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity. International Conference of Zoologists dedicated to the 50th anniversary from the foundation of Institute of Zoology of ASM. Chișinău, 2011, p.159-161. ISBN 978-9975-4248-2-0.
21. Bagrin N., **Borodin N.** Dynamics of mineralization and main ions in waters of the Lower Prut. In: Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity. VII-th International Conference of Zoologist. Chișinău, 2013, p.192. ISBN 978-9975-66-361-8.
22. **Borodin N.**, Bagrin N., Bogonin Z. Nutrients in waters of the Prut River, Lower Sector. In: Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity. VII-th International Conference of Zoologist. Chișinău, 2013, p.193. ISBN 978-9975-66-361-8.
23. Jurminskaia O., Bagrin N., **Borodin N.**, Bogonin Z., Niculita Sv. Physico-chemical parameters and biochemical consumption of oxygen in waters of the Prut River. In: Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity. VII-th International Conference of Zoologist. Chișinău, 2013, p.213-214. ISBN 978-9975-66-361-8.
24. Toderas I., Zubcov E., Ungureanu L., Biletschi L., Subernetkii I., Negru M., Zubcov N., **Borodin N.**, Tumanova D. Influence of abiotic and biotic factors upon communities of aquatic organisms. In: Actual problems of protection and sustainable use of the animal world diversity. VII-th International Conference of Zoologist. Chișinău, 2013, p. 234. ISBN 978-9975-66-361-8.
25. **Borodin N.** Fosforul mineral și organic în râul Prut 2012-2014. In: Sustainable use and protection of animal world diversity. International Symposium dedicated to 75th anniversary of Professor Andrei Munteanu. Chișinău, 2014, p. 190-191. ISBN 978-9975-62-379-7.
26. Kovalyshyna Sv., Denga Yu., Terenko G., Grandova M., Ene A., Borodin N., Shubernetkii I., Jurminskaia O. On the state of the ecosystem of the Lower Danube in June 2014. In: Sustainable use and protection of animal world diversity. International Symposium dedicated to 75th anniversary of Professor Andrei Munteanu. Chișinău, 2014, p. 220- 221. ISBN 978-9975-62-379-7.

Brevete de invenții, patente, certificate de înregistrare, materiale la saloanele de invenții
brevet de invenție

27. Zubcov E., Zubcov N., Ungureanu L., Bilețchi L., Bagrin N., **Borodin N.**, Lebedenco L. Procedeu de intensificare a dezvoltării bazei trofice naturale în heleșteie. Brevet de invenție nr. 449, BOPI, 2011, nr.12.

LUCRĂRI ȘTIINȚIFICO-METODICE ȘI DIDACTICE

Indicații /îndrumări metodice

28. Zubcov E., Bagrin N., Bilețchi L., **Borodin N.**, Zubcov N. Prelevarea apei. În: Ghid de prelevare a probelor hidrochimice și hidrobiologice. Chișinău: Elan Poligraf, 2015. p. 37-40. ISBN 978-9975-128-28-5.
29. Jurminskaia O., Bagrin N., Zubcov N., **Borodin N.**, Ivanov A. Prelevarea suspensiilor și sedimentelor. În: Ghid de prelevare a probelor hidrochimice și hidrobiologice. Chișinău: Elan Poligraf, 2015. p. 40-42.
30. Zubcov E., Bagrin N., Zubcov N., **Borodin N.**, Ciornea V., Jurminskaia O., Ivanov A. Componenta chimică a apelor naturale. În: Monitoringul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice. Chișinău: Elan Poligraf, 2015. p. 16-34. ISBN 978-9975-66-503-2.