

ACADEMIA DE ȘTIINȚE A MOLDOVEI
INSTITUTUL DE ZOOLOGIE

Cu titlu de manuscris
C.Z.U: 574.583:502.5(204)(043.2)

TUMANOVA DARIA

**ALGELE PLANCTONICE ÎN MONITORINGUL BIOLOGIC AL
STĂRII ECOSISTEMELOR FLUVIALE ȘI LACUSTRE**

165.03 –IHTIOLOGIE, HIDROBIOLOGIE

Teză de doctor în științe biologice

Conducător științific:

Ungureanu Laurenția

Dr. hab., profesor cercet.

Autorul:

Tumanova Daria

CHIȘINĂU, 2016

© Daria Tumanova, 2016

CUPRINS

ADNOTARE (în limbile: română, rusă, engleză)	5-7
LISTA ABREVIERILOR	8
INTRODUCERE	9
1. UTILIZAREA ALGELOR PLANCTONICE ÎN MONITORINGUL BIOLOGIC AL STĂRII ECOSITEMELOR ACVATICE	17
1.1. Rolul algelor planctonice în evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice	19
1.2. Impactul factorilor de mediu asupra stării funcționale a fitoplanctonului	22
1.3. Speciile invazive din componența fitoplanctonului și impactul lor asupra ecosistemelor acvatice	30
1.4. Cercetări anterioare ale fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din Republica Moldova	31
1.5. Concluzii la capitol 1.	32
2. MATERIALE ȘI METODE DE CERCETARE	34
2.1. Materiale și metode de cercetare	34
2.2. Caracteristica fizico-geografică, hidrologică, hidrochimică, hidrobiologică și condițiile de existență a fitoplanctonului în bazinul fluviului Nistru și al râului Prut	37
2.3. Concluzii la capitol 2.	43
3. DIVERSITATEA FITOPLANCTONULUI ȘI GRADUL DE TROFICITATE A ECOSITEMELOR ACVATICE DIN BAZINUL FLUVIULUI NISTRU ȘI AL RÂULUI PRUT	44
3.1. Diversitatea speciilor de alge planctonice în contextul stării ecologice a ecosistemelor acvatice	44
3.2. Specii invazive alogene și autohtone din componența fitoplanctonului	61
3.3. Fitoplanctonul ca indicator al gradului de eutrofizare a ecosistemelor acvatice din bazinul fluviului Nistru și al râului Prut	72
3.4. Concluzii la capitol 3.	84
4. ALGELE PLANCTONICE INDICATORI AI CALITĂȚII APEI ECOSITEMELOR ACVATICE DIN BAZINUL FLUVIULUI NISTRU ȘI AL RÂULUI PRUT	85

4.1. Algele planctonice indicatori ai calității apei ecosistemelor fluviale (fluviul Nistru, râul Prut)	85
4.2. Algele planctonice indicatori ai calității apei ecosistemelor lacustre (lacul de acumulare Dubăsari, lacul de acumulare Cuciurgan)	103
4.3. Concluzii la capitol 4.	113
CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI PRACTICE	114
BIBLIOGRAFIE	116
ANEXE	134
Anexa 1. Lista taxonilor identificați	135
Anexa 2. Acte de implementare	141
Anexa 3. Diplome obținute la saloanele internaționale de invenții	143
DECLARAȚIA PRIVIND ASUMAREA RĂSPUNDERII	146
CURRICULUM VITAE	147

ADNOTARE

Tumanova Daria „Algele planctonice în monitoringul biologic al stării ecosistemelor fluviale și lacustre”. Teză de doctor în științe biologice, Chișinău, 2016. Teza constă din introducere, patru capitole, concluzii generale și recomandări practice, bibliografie din 224 titluri, 3 anexe, 150 pagini, 20 tabele, 68 figuri. Rezultate obținute au fost expuse în 32 lucrări științifice. **Cuvinte cheie:** fitoplancton, diversitate, specii invazive, specii indicatoare, monitoring, troficitate, calitatea apei.

Domeniul de studiu: 165.03 – Ihtiologie, Hidrobiologie.

Scopul lucrării: Elucidarea particularităților utilizării fitoplanctonului în sistemul monitoringului stării ecosistemelor acvatice din bazinul fl. Nistru și r. Prut, stabilirea factorilor naturali și antropici care determină modificarea statutului trofic și calității apei.

Obiective: Relevarea diversității fitoplanctonului ecosistemelor acvatice situate în bazinul fluviului Nistru și râului Prut; evaluarea parametrilor cantitativi ai fitoplanctonului, succesiunilor lor sezoniere și multianuale și evidențierea factorilor naturali și antropici care le influențează; identificarea speciilor invazive (alogene și autohtone) din componența fitoplanctonului; estimarea intensității proceselor de autoepurare și poluare în ecosistemele acvatice; evaluarea statutului trofic și calității apei ecosistemelor acvatice investigate conform parametrilor cantitativi și producționali ai fitoplanctonului.

Noutatea științifică a rezultatelor obținute A fost revelată diversitatea taxonomică a fitoplanctonului ecosistemelor acvatice principale din bazinul fluviului Nistru și râului Prut în perioada anilor 2010-2015. În premieră pentru Republica Moldova au fost identificate în componența fitoplanctonului speciile invazive (3 alohtone și 3 autohtone), care participă la formarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice. Au fost elucidate particularitățile utilizării fitoplanctonului în sistemul monitoringului biologic al stării ecosistemelor acvatice. Prin utilizarea valorilor parametrilor cantitativi, producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice a fost evaluat statutul trofic și estimată intensitatea proceselor de autoepurare și poluare secundară în ecosistemele acvatice din bazinul fluviului Nistru și râului Prut. A fost completată banca de date și sistemul de monitorizare al fitoplanctonului principalelor ecosisteme acvatice din bazinul fluviului Nistru și râului Prut cu datele primare acumulate în perioada anilor 2010-2015.

Problema științifică soluționată constă în *relevarea diversității, structurii cantitative și funcționării fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din Republica Moldova, care a facilitat* elucidarea particularităților utilizării algelor planctonice în sistemul monitoringului biologic al stării ecosistemelor fluviale și lacustre și *a permis* evaluarea statutului trofic și calității apei în baza valenței saprobice a speciilor indicatoare, parametrilor cantitativi și funcționali ai fitoplanctonului.

Semnificația teoretică rezidă în completarea cunoștințelor privind diversitatea comunităților de alge planctonice, evidențierea aspectelor privind reacția fitoplanctonului la modificările parametrilor regimului hidrologic și hidrochimic al apei, elucidarea particularităților utilizării fitoplanctonului în sistemul monitoringului stării ecosistemelor acvatice; stabilirea succesiunilor sezoniere și multianuale ale fitoplanctonului și a factorilor care le influențează; descrierea complexelor speciilor indicatoare de alge în aspect spațial și sezonier; estimarea intensității proceselor de autoepurare și poluare prin utilizarea valorilor producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice în ecosistemele acvatice de diferit tip.

Valoarea aplicativă a lucrării a rezultatelor obținute este confirmată de utilizarea datelor privind biomasa fitoplanctonului la aprecierea categoriei de troficitate a ecosistemelor acvatice, a celor privind valoarea indicelui saprobic, calculat în baza fitoplanctonului și a datelor privind raportul dintre producția fitoplanctonului și destrucția materiei organice (A/R) – la aprecierea clasei de calitate a apelor, conform actelor normative în vigoare ale Republicii Moldova. Rezultatele obținute sunt parte componentă a rapoartelor laboratorului de Hidrobiologie și Ecotoxicologie al Institutului de Zoologie al AȘM pe proiectele naționale și internaționale.

Implementarea rezultatelor științifice: Rezultatele privind particularitățile utilizării fitoplanctonului în sistemul monitoringului stării ecosistemelor acvatice au fost utilizate la elaborarea Regulamentului privind cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață (2013) și a recomandărilor de remediere a ecosistemelor acvatice din bazinul fluviului Nistru și râului nu sunt parte componente la 2 înrumare metodologice pentru investigarea ecosistemelor acvatice

АННОТАЦИЯ

Туманова Дарья «Планктонные водоросли в биологическом мониторинге состояния речных и озерных экосистем». Диссертация на соискание степени доктора биологических наук. Кишинев, 2016. Диссертация состоит из введения, 4-х глав, заключения и рекомендации, библиографии включающей 224 источников, 3-х приложений, 150 страниц, 20 таблиц, 68 рисунков. Результаты исследований опубликованы в 32 научных работах. **Ключевые слова:** фитопланктон, разнообразие, инвазивные виды, виды индикаторы, мониторинг, трофность, качество воды. **Область исследования:** 165.03–Ихтиология, Гидробиология

Цель работы: оценка возможности использования фитопланктона для мониторинга состояния водных экосистем бассейна р. Днестр и р. Прут, определение естественных и антропогенных факторов, влияющих на трофический статус и качество воды. **Задачи:** Исследование разнообразия фитопланктона водных экосистем, расположенных в бассейнах р. Днестр и р. Прут; оценка количественных показателей фитопланктона, определение сезонных и многолетних сукцессий, факторов, влияющих на них; выявление в составе фитопланктона инвазивных видов (чужеродных и нативных); оценка интенсивности самоочищения и загрязнения водных экосистем; определение трофического состояния водных экосистем и качества воды в соответствии с количественными и функциональными параметрами фитопланктона.

Научная новизна и оригинальность Установлено таксономическое разнообразие фитопланктона водных экосистем бассейна р. Днестр и р. Прут в период 2010-2015 гг. Впервые для Республики Молдова в составе фитопланктона выявлены инвазивные виды (3 чужеродных и 3 нативных), которые участвуют в формировании экологического состояния водных экосистем. Определена возможность использования фитопланктона в биологическом мониторинге состояния водных экосистем. Установлены трофический статус, интенсивность процессов самоочищения и вторичного загрязнения водных экосистем бассейна р. Днестр и р. Прут, а также дана оценка качества воды в соответствии с количественными показателями фитопланктона и продукционно-деструкционными процессами в водных экосистем бассейна р. Днестр и р. Прут. была укомплектована база данных системы мониторинга фитопланктона основных водных экосистем бассейна реки Днестр и Прут за период 2010-2015 гг.

Важная научная задача, решенная в работе состоит в определении разнообразия, количественных и функциональных показателей фитопланктона водных экосистем Республики Молдова, *которое привело к оценке особенностей использования планктонных водорослей в системе биологического мониторинга состояния речных и озерных экосистем и позволило* определение трофического статуса и качества воды на основании сапробной валентности индикаторных видов, количественных и функциональных параметров фитопланктона.

Теоретическая значимость работы состоит в получении новых знаний о разнообразии планктонных водорослей, о реакции фитопланктона на изменения гидрологических и гидрохимических параметров воды, о возможности использования фитопланктона в биологическом мониторинге состояния водных экосистем; в установлении сезонных многолетних сукцессий водорослей и факторов, влияющих на них; в описании ассоциаций водорослей индикаторов; в оценке процессов самоочищения и загрязнения водных экосистем различного типа, на базе величин первичной продукции фитопланктона и деструкции органических веществ.

Прикладная значимость работы подтверждается использованием данных о биомассе фитопланктона в оценке категории трофности водных экосистем, индекса сапробности рассчитанного на основе фитопланктона и данных о соотношении продукции фитопланктона и деструкции органического вещества (A/R) в оценке качества воды. Полученные результаты являются составной частью отчетов Лаборатории гидробиологии и экотоксикологии Института зоологии АНМ в рамках национальных и международных проектов.

Внедрение научных результатов: Особенности использования фитопланктона в мониторинге состояния водных экосистем были использованы для разработки "Положения о требованиях к качеству окружающей среды для поверхностных вод (2013 год) и рекомендации по улучшению состояния водных экосистем бассейна реки Днестр и Прут и вошли составной частью в 2 методических пособия по исследованию водных экосистем.

ANNOTATION

Tumanova Daria «Planktonic algae in the monitoring of river and lake ecosystem status».

Thesis for the degree of Doctor in Biological Sciences (equivalent to PhD), Chisinau, 2016. The thesis consists of introduction, four chapters, conclusion and recommendations, bibliography with 224 titles, 3 annexes, 150 pages, 20 tables, 68 figures. The obtained results are published in 32 scientific papers.

Key words: phytoplankton, diversity, invasive species, indicator species, trophicity, water quality.

Field of study: 165.03–Ihtiology, hidrobiology

Aim of the work was the revealing the peculiarities of phytoplankton use in monitoring system of aquatic ecosystems' status in the basins of Nistru and Prut rivers, establishing of natural and anthropic factors that determine the modifications of trophic status and water quality.

Objectives: Revealing the phytoplankton diversity of aquatic ecosystems from Nistru and Prut river basins; evaluation of quantitative parameters of phytoplankton, their seasonal and multiannual successions and highlighting natural and anthropogenic factors that influence them; identification of invasive species (alien and native) from phytoplankton composition; estimation of intensity of self-purification and pollution processes in aquatic ecosystems; assessing of trophic status and water quality of investigated aquatic ecosystems according to quantitative and production parameters of phytoplankton.

Scientific novelty and originality consists in elucidate the particularities of phytoplankton use in monitoring system of aquatic ecosystems status; revealing of phytoplankton taxonomic diversity from main aquatic ecosystems of Nistru and Prut river basins during 2010-2015; identification from the first time in Republic of Moldova of invasive species (3 alien and 3 native) in phytoplankton composition; trophic status assessment and estimation of self-purification and pollution intensity processes by using quantitative parameter values, of phytoplankton primary production and destructions of organic substances in aquatic ecosystems of Nistru and Prut river basins; completion of the database and of phytoplankton monitoring system of the main aquatic ecosystems from Nistru and Prut river basins with primary data accumulated during 2010-2015.

Solved scientific problem consists in revealing the diversity, quantitative structure and functioning of phytoplankton of aquatic ecosystems from the Republic of Moldova, *which facilitated* the elucidation of peculiarities of the usage of planktonic algae in the system of biomonitoring of fluvial and lacustrine ecosystems *and allowed assessing* the trophic status and water quality based on indicator value of indicator species, quantitative and functional parameters of phytoplankton.

Theoretical importance of the work resides in completing the knowledge of the diversity of planktonic algae communities, highlighting aspects of phytoplankton response to parameter changes in the hydrological and hydrochemical regime of water, elucidating the peculiarities of phytoplankton use in monitoring system of aquatic ecosystems status; establish seasonal and multiannual succession of phytoplankton and of the factors influencing them; description of complexes of algae indicator species in spatial and seasonal layout; estimation of self-purification processes and pollution intensity processes by using the values of primary production of phytoplankton and organic matter destruction in aquatic ecosystems of different type.

Applied importance of the work: of the results is confirmed by the use of data on the biomass of phytoplankton in assessing the trophicity category of aquatic ecosystems, those on the saprobic index, calculated based on phytoplankton and on data regarding the ratio between production of phytoplankton and destruction of organic matter (A / R) – at water class quality assessment, in accordance with acting regulations in the Republic of Moldova. The results are part of reports of Laboratory of Hydrobiology and Ecotoxicology of the Institute of Zoology of ASM on national and international projects.

Implementation of scientific results: Results on use particularities of phytoplankton in monitoring the status of aquatic ecosystems were used at the elaboration of Regulation on Environmental Quality requirements for surface waters (2013) and of recommendations for remedying the aquatic ecosystems of Nistru and Prut river basins.

LISTA ABREVIERILOR

A – Producție primară,

R – destrucție

N – efectiv numeric al speciilor

B – biomasa

S – indicile saprobic

H_n – indicile Shannon, calculat în baza efectivului fitoplanctonului

H_b – indicile Shannon, calculat în baza biomasei fitoplanctonului

CSA – Comitetul de Stat al Apelor

NAS – Nivelul Apelor Subterane

CSI – Comunitatea Statelor Independente

ATP – Acid adenzintrifosforic

URSS – Uniunea Republicilor Sovietice Socialiste

CTE – Centrală termoelectrică

INTRODUCERE

Actualmente una din principalele probleme cu care se confruntă omenirea este problema calității apelor naturale, inclusiv a apei potabile. Odată cu dezvoltarea rapidă a tehnologiilor performante și implementarea lor în diferite sfere de activitate ale omului, persistă influența antropică negativă asupra mediului. Poluarea antropică a mediului acvatic este una dintre problemele globale de mediu ale societății moderne și împreună cu schimbările climatice ale temperaturii, iluminării, regimului gazos, salinității ș.a., este probabil cel mai important factor de mediu care influențează organismele acvatice. Impactul acestui factor este determinat de caracteristicile lui calitative și cantitative. Poluarea apei cu diferiți compuși chimici provoacă eutrofizarea excesivă a ecosistemelor acvatice, care duce la schimbări rapide a proprietăților fizico-chimice ale apei [50, 80, 147]. Republica Moldova are o cantitate relativ mică de ape de suprafață, iar gradul de asigurare cu apă potabilă este scăzut din cauza poluării intensive a resurselor de apă. Apele utilizate în diverse scopuri, în cele mai multe cazuri, conțin cantități semnificative de substanțe toxice, care provoacă intoxicații ale organismelor acvatice și reduc în mod direct productivitatea acestora. Poluarea intensivă a apelor interioare, cauzată de activitățile umane, a dus la insuficiența de apă în unele zone ale lumii cu dezvoltare a industriei și agriculturii [142].

Poluanții afectează organismele acvatice, și în primul rând acționează asupra diversității, structurii și capacității producționale a fitoplanctonului. Astfel, algele planctonice, pot servi ca indicatori ai poluării apei și sunt folosite în activitățile de evaluare a stării trofice, gradului de contaminare cu poluanți și calității apei ecosistemelor acvatice de diferit tip [23].

Ca urmare a acumulării de substanțe biogene în apă, se produce creșterea productivității fitoplanctonului. Algele planctonice acumulează în țesuturi produse metabolice dăunătoare poluante, formate prin acțiunea contaminanților, fără modificări vizibile morfologice. În cazul în care toxicitatea substanțelor poluante este prea înaltă speciile de fitoplancton reacționează în mod diferit: schimbări în rata de creștere și durata fazelor fenologice, performanță biometrică și, în cele din urmă, reducerea productivității [18-23, 142]. Fitoplanctonul este continuu expus acțiunii intense a toxicanților. De asemenea au loc fluctuații sezoniere ale diversității fitoplanctonului, și a unui număr de caracteristici structurale ale comunităților de fitoplancton care, se mențin datorită plasticității extraordinare pe o perioadă suficient de lungă de timp, de a se adapta la stresul continuu antropic. Prin urmare, se precaută posibilitatea de utilizare a speciilor indicatoare din componența fitoplanctonului în activitățile de monitorizare a

ecosistemelor acvatice. Biomonitorizarea poate fi realizată prin investigațiile individuale ale speciilor indicatoare, populațiilor unor specii și fitocenoze [23, 142].

Speciile străine reprezintă o amenințare majoră din ce în ce mai acută în adresa biodiversității indigene în Europa. Problema speciilor invazive este în prezent una de maximă importanță pentru conservarea patrimoniului natural. Speciile invazive pot concura cu speciile native, se pot reproduce concomitent cu ele, le pot distruge habitatele astfel afectându-le. Unele specii de alge planctonice prin dezvoltarea lor în cantități mari sunt producători ai toxinelor, care influențează negativ viața peștilor și altor organisme acvatice. De aceea speciile invazive de alge trebuie să fie studiate și incluse în monitoringul stării ecologice a ecosistemelor acvatice ale Republicii Moldova [24, 40, 83, 159].

Actualitatea și importanța problemei abordate

Analiza biologică a apei de rând cu alte metode fizice și chimice este utilizată la estimarea stării ecosistemelor acvatice și controlul calității apei. Algele ca parte componentă a ecosistemelor acvatice fluviale și lacustre, se află în relații multiple, reciproce, directe sau indirecte cu celelalte componente și funcționează fiind influențate de particularitățile hidrologice, hidrochimice și hidrobiologice care creează anumite condiții abiotice și biotice pentru existența lui. Modificările parametrilor fizici și chimici ai apei pot influența rapid asupra componenței comunităților algale, ceea ce se utilizează în sistemul monitoringului stării ecosistemelor acvatice în țările Uniunii Europene. Fitoplanctonul reacționează rapid la schimbările condițiilor ecologice, iar productivitatea lui determină nivelul trofic al ecosistemelor acvatice și caracterizează starea lui sanitară. Succesiunile sezoniere ale fitoplanctonului sunt unul din indicii de bază care caracterizează stabilitatea comunităților algale, gradul lor de acomodare la condițiile de viață și starea ecologică a ecosistemelor acvatice de diferit tip.

Prin activitatea lor vitală, algele plnctonice contribuie la productivitatea biologică a ecosistemelor acvatice, indiferent dacă procentul de participare la aceasta este mare sau redus și constituie o parte a hranei animalelor la diferite nivele trofice. Studiul intensității fotosintezei fitoplanctonului este necesar pentru estimarea productivității biologice a ecosistemelor acvatice, determinarea legităților transformărilor biotice ale materiei și energiei și elaborarea recomandărilor de exploatare rațională a ecosistemelor acvatice.

În sistemele de biomonitoring un rol deosebit revine algelor planctonice ca bioindicatori cu o sensibilitate înaltă față de modificările fizico-chimice ale mediului și a gradului de încărcare organică. Actualmente la determinarea calității apei se utilizează tot mai mult indicele autoepurării – raportul producției primare brute la destrucția sumară a planctonului.

Scopul lucrării a fost elucidarea particularităților utilizării fitoplanctonului în sistemul monitoringului stării ecosistemelor acvatice din bazinul fl. Nistru și r. Prut, stabilirea factorilor naturali și antropici care determină modificarea statutului trofic și calității apei.

Obiective

- Relevarea diversității fitoplanctonului ecosistemelor acvatice situate în bazinul fluviului Nistru și râului Prut;
- Evaluarea parametrilor cantitativi ai fitoplanctonului, succesiunilor lor sezoniere și multianuale și evidențierea parametrilor hidrologici, hidrochimici și hidrobiologici care le influențează;
- Identificarea speciilor invazive (alohtone și autohtone) din componența fitoplanctonului;
- Estimarea intensității proceselor de autoepurare și poluare prin evaluarea producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice în ecosistemele acvatice;
- Evaluarea statutului trofic al ecosistemelor acvatice investigate conform parametrilor cantitativi și producționali ai fitoplanctonului;
- Aprecierea stării ecologice a ecosistemelor acvatice ale bazinului fluviului Nistru și râului Prut în baza parametrilor cantitativi și valenței saprobice a speciilor indicatoare de alge;
- Completarea cu date noi a sistemului de monitorizare a fitoplanctonului ecosistemelor acvatice situate în bazinul fluviului Nistru și râului Prut.

Suportul metodologic și teoretico-practic

Drept suport metodologic și teoretico-științific pentru investigațiile desfășurate au servit cercetările fundamentale în domeniul hidrobiologiei și algologiei efectuate de Constantinov A. (1972), Berezina N. (1984), Vasser S. (1989), Saut R. și Uttik A. (1990) [45, 50, 80, 115].

Pentru identificarea speciilor a fost utilizate determinatoare: Gollerbah, Polianskii 1953 [59]; Matvienko. 1954 [94]; Dedusenco-Sceglova, Gollerbah, 1962 [67]; Kiselev, 1954 [88]; Popova, 1955 [107]; Dedusenco-Sceglova, Matvienko, 1959 [66]; Moșcova, Gollerbah, 1986 [99]; Palamari-Mordvințeva, 1982 [106]; Vinogradova, Gollerbah, 1980 [52]; Zabelina, 1955 [72]; Țarenko, 1990 ș. a. [73, 145].

Lucrările lui Vinberg G. (1960, 1968, 1988), Alimov A. (1987, 1989, 2000), Șalaru V. (1971, 1984), Gutelmaher B. (1986), Bulion V. (1979, 1983), Sirenco L. (1988), Barinova S. (2006), Toderaș I. (1984, 1991), Ungureanu L. (1998, 2010, 2011, 2014, 2015), Zubcov E. (1998, 1999, 2005, 2009, 2014, 2015) au fost utilizate la determinarea rolului fitoplanctonului în calitate de organisme-monitoare în monitoringul ecologic integrat al ecosistemelor acvatice.

Rezultatele investigațiilor cercetătorilor științifici din Laboratorul de Hidrobiologie și Ecotoxicologie al Institutului de Zoologie al AȘM Zubcov E. (1999, 2001, 2003, 2005, 2009, 2010, 2012, 2014), Șubernetki I. (2009, 2010, 2012, 2014), Negru M. (2009, 2010, 2011, 2014) Munjiu O. (2009, 2010, 2014), Bagrin N. (2010, 2011, 2014), Lebedenco L. (2015) au facilitat evaluarea condițiilor de existență a comunităților fitoplanctonice în ecosistemele acvatice de diferite tipuri din Republica Moldova.

Noutatea științifică a rezultatelor obținute

Au fost elucidate particularitățile utilizării fitoplanctonului în sistemul monitoringului biologic al stării ecosistemelor acvatice. A fost revelată diversitatea taxonomică a fitoplanctonului ecosistemelor acvatice principale din bazinul fluviului Nistru și râului Prut în perioada anilor 2010-2015. În premieră pentru Republica Moldova au fost identificate în componența fitoplanctonului speciile invazive (3 alogene și 3 autohtone), care participă la formarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice. Prin utilizarea valorilor parametrilor cantitativi, producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice a fost evaluat statutul trofic și estimată intensitatea proceselor de autoepurare și poluare în ecosistemele acvatice din bazinul fluviului Nistru și râului Prut. A fost completată banca de date și sistemul de monitorizare al fitoplanctonului principalelor ecosisteme acvatice din bazinul fluviului Nistru și râului Prut cu datele primare acumulate în perioada anilor 2010-2015.

Problema științifică soluționată constă în *relevarea* diversității, structurii cantitative și funcționării fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din Republica Moldova, *care a facilitat* elucidarea particularităților utilizării algelor planctonice în sistemul monitoringului biologic al stării ecosistemelor fluviale și lacustre și a permis evaluarea statutului trofic și calității apei în baza valenței saprobice a speciilor indicatoare, parametrilor cantitativi și funcționali ai fitoplanctonului.

Semnificația teoretică a rezultatelor obținute rezidă în completarea cunoștințelor privind diversitatea comunităților de alge planctonice, evidențierea aspectelor privind reacția fitoplanctonului la modificările parametrilor regimului hidrologic și hidrochimic al apei, elucidarea particularităților utilizării fitoplanctonului în sistemul monitoringului stării ecosistemelor acvatice; stabilirea succesiunilor sezoniere și multianuale ale fitoplanctonului și a factorilor care le influențează; descrierea complexelor speciilor indicatoare de alge în aspect spațial și sezonier; estimarea intensității proceselor de autoepurare și poluare prin utilizarea valorilor producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice în ecosistemele acvatice de diferit tip.

Valoarea aplicativă a lucrării este confirmată de utilizarea datelor privind biomasa fitoplanctonului la aprecierea categoriei de troficitate a ecosistemelor acvatice, a celor privind valoarea indicelui saprobic, calculat în baza fitoplanctonului și a datelor privind raportul dintre producția fitoplanctonului și destrucția materiei organice (A/R) – la aprecierea clasei de calitate a apelor, conform actelor normative în vigoare ale Republicii Moldova.

Rezultatele științifice principale înaintate spre susținere:

1. În urma unui studiu multianual al fitoplanctonului ecosistemelor acvatice situate în bazinul fl. Nistru (fl. Nistru în limitele Republicii Moldova, lacurile de acumulare Dubăsari și Cuciurgan) și Prut (r. Prut în limitele Republicii Moldova) au fost identificate 211 de specii și taxoni intraspecifici de alge.
2. În componența fitoplanctonului au fost atestate 3 specii invazive autohtone: *Merismopedia tenuissima* Lemmermann 1898, *Synechocystis aquatilis* Sauvageau 1892 și *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault 1886, care se dezvoltă în cantități mari și provoacă fenomenul „înfloririi” apei. În urma evaluării stării speciilor de alge planctonice în perioada anilor 1951-2015 în ecosistemele fluviale și lacustre din bazinul fl. Nistru și r. Prut au fost atestate 3 specii de alge invazive alohtone: *Amphora veneta* Kützting 1844, *Nitzschia Kuetzingiana* Hilse 1863 și *Surirella robusta* Ehrenberg 1841, care au pătruns recent în ecosistemele acvatice din Republica Moldova.
3. Conform valorilor biomasei fitoplanctonului, lacul de acumulare Cuciurgan, sectorul inferior al fl. Nistru, sectorul mijlociu și inferior al r. Prut pot fi atribuite categoriei ecosistemelor „eutrofe” periodic „mezotrofe”, iar lacul de acumulare Dubăsari și sectorul mijlociu al fl. Nistru categoriei ecosistemelor „eutrofe” periodic „politrofe”.
4. În ecosistemele studiate în componența fitoplanctonului predomină speciile β-mezosaprobe. După valorile indicelui saprobic al fitoplanctonului calitatea apei atât în ecosistemele fluviale (fl.Nistru, r.Prut) cât și în ecosistemele lacustre (lacul de acumulare Dubăsari și Cuciurgan) se atribuie claselor II-III (bună-poluată moderat).
5. Valorile raportului A/R în fl.Nistru demonstrează că calitatea apei se atribuie claselor II-III (bună-poluată moderat), în r.Prut calitatea apei se situează în limitele claselor III-IV (poluată moderat-poluată), în lacurile Dubăsari și Cuciurgan se referă la clasele a II-a și a III-a (bună-poluată moderat), periodic – la clasa a IV-a (poluată).

Implementarea rezultatelor științifice: Rezultatele privind particularitățile utilizării fitoplanctonului în sistemul monitoringului stării ecosistemelor acvatice au fost utilizate la elaborarea Regulamentului privind cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață (2013) și a recomandărilor de remediere a ecosisteme acvatice din bazinul fluviului Nistru și

râului Prut. Rezultate obținute sunt parte componentă a dărilor de seamă ale Laboratorului de Hidrobiologie și Ecotoxicologie al Institutului de Zoologie al AȘM privind realizarea proiectelor instituționale **fundamentale**: „Invaziile biologice și impactul lor asupra diversității, structurii și funcționării ecosistemelor naturale și antropizate din Republica Moldova.” 11.817.08.13F (2012-2014) și **aplicative**: „Stabilirea structurii, funcționării, toleranței comunităților de hidrobionți și dezvoltarea principiilor științifice ale managementului bioproductivității ecosistemelor acvatice.” 15.817.02.27A (2015-2018); **proiectelor pentru tineri cercetători**: „Estimarea stării ecologice și elaborarea propunerilor pentru utilizarea durabilă a resurselor biologice ale ecosistemelor piscicole” 10.819.04.02A (2010-2011); “Phytoplankton development and production as an indicator of water quality of Dubasari Reservoir” World Federation of Scientists, National Scholarship program (2012-2013); **proiectelor bilaterale**: „Elaborarea principiilor monitoringului hidrobiologic complex al ecosistemelor tehnologice ale întreprinderilor energetice” “EQUAENERGO” 14.820.18.02.01/UA (2014-2015); „Evaluarea impactului populațiilor moluștelor bivalve-invazive asupra comunităților planctonice ale ecosistemelor acvatice din Republica Moldova și Belarusi.” 15.820.18.02.06/B (2015-2016) și **proiectelor internaționale**: “Project resources pilot centre for cross-border preservation of the aquatic biodiversity of Prut River”. MICETC 1150 (2012-2014); „Cooperare interdisciplinară transfrontalieră pentru prevenirea dezastrelor naturale și reducerea poluării mediului în Euroregiunea Dunărea de Jos” MIS ETC 1676 (2013-2015).

Aprobarea rezultatelor științifice: Rezultate și concluziile principale obținute la tema tezei au fost comunicate și discutate în cadrul reuniunilor științifice: The II Assembly NACEE (Network of Aquaculture Centres in Central and Eastern Europe) and the Workshop on the Role of Aquaculture in Rural Development, 2011; Internațional Conference of Zoologists “Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity”, 2011; Internațional Conference „Managementul bazinului transfrontalier Nistru în cadru noului acord bazinal” 20-21 September 2013 Chisinau: Eco-Tiras, 2013; International Symposium dedicated to 75 th anniversary of Professor Andrei Munteanu “*Sustainable use and protection of animal world diversity*”, Chișinău, 2014; *2nd International Conference on Microbial Biotechnology*, Chișinău, October 9-10 2014; International conference “Environmental challenges in Lower Danube Euroregion” June 25-26, 2015 Galați, Romania; XI-Internațional Conference of Zoologists “*Sustainable use, protection of animal world and forest management in the context of climate change*”, October 12-13, 2016.

Publicații. Rezultatele și concluziile principale ale tezei au fost prezentate în 32 de lucrări științifice și metodice, inclusiv 2 articole în reviste de circulație internațională, 4 articole în

reviste recenzate de circulație națională (inclusiv un articol de sinteză), 5 articole în culegeri internaționale, 19 teze ale comunicărilor științifice, 2 capitole în ghiduri.

Volumul și structura lucrării. Teza de doctorat este expusă pe 150 de pagini și conține: introducere, 4 capitole, concluzii generale, recomandări practice, bibliografie care constă din 224 titluri, rezumate în limba română, rusă și engleză, 3 anexe. Teza este ilustrată cu 20 tabele și 68 de figuri.

Sumarul compartimentelor tezei. În introducere este fundamentată actualitatea tezei de doctorat, este prezentată o caracteristică succintă a situației actuale în domeniul de studiu al fitoplanctonului și rolului lui în sistemul monitoringului stării ecosistemelor acvatice, sunt stabilite scopul și sarcinile cercetărilor, prezentat suportul metodologic și teoretico-științific, sunt menționate elementele de noutate și originalitate a lucrării, problema științifică importantă soluționată, valoarea teoretică și aplicativă a rezultatelor cercetării, implementarea rezultatelor științifice și aprobarea lor de către comunitatea științifică, volumul și structura lucrării.

În capitol 1 ALGELE PLANCTONICE ȘI UTILIZAREA LOR ÎN MONITORINGUL STĂRII ECOSITEMELOR ACVATICE În acest capitol este prezentată informația privind rolul algelor în ecosistemele acvatice de diferit tip, impactul factorilor de mediu asupra structurii taxonomice și cantitative a acestora, utilizarea speciilor indicatoare în monitoringul biologic. Este expusă sinteza rezultatelor investigațiilor privind diversitatea, structura cantitativă și funcționarea fitoplanctonului în ecosistemele fluviale și lacustre, sunt generalizate datele actuale din literatură privind speciile invazive de fitoplancton și rolul lor. Este prezentată o trecere în revistă a cercetărilor anterioare ale algoflorei ecosistemelor acvatice din Republica Moldova. În final este formulată problema de cercetare și direcțiile de rezolvare a acesteia, sunt definite scopul și obiectivele lucrării.

În capitol 2 MATERIALE ȘI METODE DE CERCETARE sunt prezentate materiale și metode de prelevare și procesare a probelor de fitoplancton, este prezentată caracteristica fizico-geografică, hidrochimică și hidrobiologică a ecosistemelor acvatice din bazinul fluviului Nistru (sector mijlociu și inferior al fl. Nistru, lacul de acumulare Dubăsari, lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan) și al râului Prut (sectorul mijlociu și inferior al râului Prut).

Capitol 3 intitulat DIVERSITATEA FITOPLANCTONULUI ȘI GRADUL DE TROFICITATE A ECOSITEMELOR ACVATICE DIN BAZINUL FLUVIULUI NISTRU ȘI AL RÂULUI PRUT conține rezultate privind diversitatea speciilor de fitoplancton, componența complexelor dominante, succesiunile sezoniere și multianuale ale diversității și parametrilor cantitativi ai algelor planctonice în ecosistemele fluviale și lacustre din bazinul fl. Nistru și râului Prut. În componența fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din bazinul fl. Nistru

și r. Prut în decursul anilor 2010-2015 au fost identificate trei specii de alge invazive autohtone- *Merismopedia tenuissima* Lemmermann 1898, *Synechocystis aquatilis* Sauvageau 1892 și *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault 1886 din filumul *Cyanophyta*. Aceste specii periodic se dezvoltă în cantități semnificative în componența fitoplanctonului, provocau fenomenul „înfloririi” apei, influențând considerabil starea ecologică a ecosistemelor acvatice. În rezultatul evaluării stării speciilor de alge planctonice în perioada anilor 1951-2014 în ecosistemele fluviale și lacustre din bazinul fl. Nistru și r. Prut au fost atestate 3 specii de alge invazive alogene: *Amphora veneta* Kützinger 1844, (Figura 3.18.), *Nitzschia Kuetzingiana* Hilse 1863 (Figura 3.19.) și *Surirella robusta* Ehrenberg 1841, care au pătruns recent în ecosistemele acvatice din Republica Moldova.

Au fost stabilite variațiile sezoniere și multianuale ale gradului de troficitate al ecosistemelor acvatice ale bazinului fluviu Nistru și râului Prut.

Capitolul 4 ALGELE PLANCTONICE INDICATORI AI CALITĂȚII APEI ECOSISTEMELOR ACVATICE DIN BAZINUL FLUVIULUI NISTRU ȘI AL RÂULUI PRUT conține rezultate privind speciile de algele planctonice indicatori ai calității apei. Sunt relevate oscilațiile sezoniere și multianuale ale calității apei ecosistemelor fluviale și lacustre. Sunt elucidate particularitățile dinamicii producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice în ecosistemele acvatice ca indicatori ai gradului de autoiepurare și de poluare ale ecosistemelor acvatice ale bazinului fluviului Nistru și râului Prut. Teza se încheie cu concluzii generale, recomandări practice, bibliografie (224 de surse) și anexe (3).

1. UTILIZAREA ALGELOR PLANCTONICE ÎN MONITORINGUL STĂRII ECOSITELELOR ACVATICE

Algele, ca parte componentă a ecosistemelor acvatice, se află în relații multiple, reciproce, directe sau indirecte cu celelalte componente. Dezvoltarea și distribuția spațială a fitoplanctonului este influențată de o gamă vastă de factori ecologici abiotici și biotici. Fitoplanctonul reacționează rapid la schimbările condițiilor ecologice, iar productivitatea lui determină nivelul trofic al ecosistemelor acvatice și caracterizează starea lui sanitară [23, 70, 97]. Dezvoltarea intensă a algelor planctonice are drept consecință “înflorirea apei” – fenomen în timpul căruia algele devin o sursă de poluare, îmbogățind ecosistemul cu substanțe organice în exces. Succesiunile sezoniere ale fitoplanctonului sunt unul dintre indicii de bază care caracterizează stabilitatea comunităților algale și gradul de acomodare al acestora la condițiile de viață [105, 102]. Succesiunile speciilor și abundența lor în cadrul comunităților de alge, în corpurile de apă continentale sunt asociate cu modificări ale parametrilor de mediu, din care importanță deosebită au lumina, transparența, temperatura apei și conținutul elementelor biogene [39, 96].

Algele planctonice sunt organisme fotoautotrofe, fiind atestate printre cele mai vechi de pe planeta noastră. Factori principali care influențează dezvoltarea lor, sunt temperatura apei, gradul de iluminare, prezența substanțelor nutritive. Algele, ca și alte plante, populează aproape toate habitatele posibile în hidrosferă, litosferă și atmosferă. Ele pot fi găsite în apă, sol, pe gheață, pe coajă de copaci, etc. Factori care influențează dezvoltarea fitoplanctonului sunt: factorii biotici, abiotici și factorii antropici [50, 80, 97].

Termenul “plancton” a fost introdus pentru prima dată în știință de Genzen în 1887 și a însemnat totalitatea organismelor care plutesc în apă. Mai târziu, în componența planctonului au început să se distingă: fitoplancton (plancton de plante) și zooplancton (plancton de animale). Prin urmare, totalitatea organismelor numite fitoplancton semnifică plante microscopice liber-plutitoare în principal, cea mai mare parte din care sunt alge. Fitoplanctonul îndeplinește un rol important în procesul de producere a substanțelor organice, în special a producției primare. În acest proces fitoplanctonul contribuie la îmbogățirea apei cu oxigen. Organismele planctonice pot fi în suspensie și au caracteristici speciale precum flageli care le permit mișcarea în mediul acvatic. Fitoplanctonul există în ecosisteme de diferite dimensiuni și de diferită natură, de la oceane până la bălți. Algele nu sunt conținute în apele termale, apele puternic contaminate cu hidrogen sulfurat, apele curate glaciare, care nu conțin substanțe nutritive și lipsesc în ape de adâncimi mari, în cazul insuficienței de lumină [50, 80, 97].

Diversitatea specifică reprezintă numărul speciilor distincte de pe un anumit teritoriu, biotop, acest nivel fiind cel mai des utilizat pentru definirea biodiversității. Diversitatea ecosistemică reunește variațiile comunităților ce formează biocenozele, variațiile interacțiunilor dintre aceste comunități și cele ale ecosistemelor [2, 3]. Ținându-se cont de scara spațială sunt cunoscute trei niveluri ale diversității de specii și anume: alfa diversitatea, beta diversitatea și gama diversitatea. Alfa (α) diversitatea reprezintă diversitatea specifică dintr-o biocenoză cu referire la numărul de specii existent; bogăția de specii dintr-o biocenoză este un important indice prin care se pot compara biocenoze între ele. Beta (β) diversitatea constituie diversitatea de specii dintr-un complex de ecosisteme de-a lungul unui transect și este considerată „o măsură a diferenței în compoziția de specii dintre două sau mai multe biocenoze”. Gamma (γ) diversitatea reprezintă diversitatea de specii la nivel regional [1, 2, 3].

Convenția privind Diversitatea Biologică a definit diversitatea biologică ca fiind „variabilitatea organismelor din cadrul ecosistemelor terestre, marine, acvatice continentale și complexelor ecologice, astfel aceasta include diversitatea în cadrul speciilor, dintre specii și diversitatea ecosistemelor”. Biodiversitatea este un fenomen ecologic cu două aspecte de cercetare, care se intercalează. Algele au o rată mare de reproducere, care, la unele specii ajunge la 6-12 ore și permite comunităților de alge de a răspunde imediat la schimbarea condițiilor de mediu [39, 165].

Fitoplanctonul apelor dulci este foarte divers și include în special o mare varietate de alge verzi și cianofite. Până în prezent au fost identificate numeroase specii de alge unicelulare și coloniale din genurile: *Chlamydomonas*, *Volvox*, *Pediastrum*, *Gonium*. Dintre algele cianofite: *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Gleotrichia*. Printre algele planctonice identificate în râuri cele mai importante sunt diatomeele, algele verzi, cianofite, și foarte puține specii din algele brune și aurii. Dintre diferitele specii de fitoplancton ale celor mai mari râuri mai diverse sunt speciile din genurile: *Melosira*, *Cyclotella*, *Closterium*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*, *Microcystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena* [50, 97].

În funcție de caracteristicile fizice și chimice ale apei și anotimpul anului predomină anumite specii de alge, iar uneori în componența fitoplanctonului predomină o singură specie, dezvoltându-se în exces. Componența fitoplanctonului în râuri este formată de un amestec de specii aduse cu afluenții și care se transformă sub influența condițiilor din râu [23, 80].

Fitoplanctonul în dezvoltarea sa trece printr-o serie de modificări ale structurii taxonomice și cantitative – succesiuni sezoniere și multianuale, care sunt indicatori ai funcționării comunităților de fitoplancton și adaptarea acestora la mediu acvatic. Modificările

sezoniere ale abundenței și biomasei fitoplanctonului sunt determinate de un complex de condiții de mediu, în special de temperatură, lumină, conținutul de nutrienți și substanțe organice în apă [23, 50].

1.1. Rolul algelor planctonice în evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice

În prezent, tot mai mult se menționează despre monitoringul mediului ca un sistem sigur de observare și pronosticare care combină monitoringul geofizic și biologic. Se distinge de asemenea, monitorizarea atmosferei, apei, solului și monitorizarea surselor individuale de poluare - chimică, termică, radiațională, etc, precum și monitoringul impactului asupra zonelor extrem de poluate. Printre metodele utilizate menționăm: investigațiile numărului de specii și a populațiilor individuale, componența comunităților speciilor, acumularea poluanților în diferite organe și țesuturi ale organismelor vii, schimbări în caracteristicile dezvoltării și comportamentul animalelor, frecvența de apariție a diferitelor tipuri de mutații [77, 98, 127, 220].

Monitorizarea biologică a fost numită bioindicație și biomonitorizare. Biomonitorizarea este o parte integrantă a monitoringului ecologic de urmărire a stării mediului privind parametrii fizici, chimici și biologici. Biomonitoringul reprezintă evaluarea în mod regulat a calității mediului prin efectuarea investigațiilor comunităților de plante și animale. Sunt evaluați în complex factorii abiotici (temperatura, salinitatea, poluanți, etc) și biotici (organisme, populațiile lor și comunități) [77, 98, 142].

Bioindicatori - sunt obiecte biologice (de la celule și molecule biologice până la ecosisteme și biosferă), utilizate pentru a evalua starea mediului. Principalele criterii de selectare sunt capacitatea de monitorizare a bioindicator (mereu prezența obiectului în natură) și reacția rapidă la modificările mediului. Sunt cunoscute următoarele tipuri de bioindicatori: 1. *Sensibil* - răspunde rapid la modificările condițiilor de mediu. Reacțiile fiziologice ale celulelor pot fi detectate aproape imediat după începerea acțiunii. 2. *Cumulativ* - recepționează impactul fără modificări evidente [77, 220, 211].

Bioindicatorii sunt de obicei descriși cu ajutorul a două caracteristici: sensibilitate și specificitate. La specificitatea ridicată bioindicatorul răspunde repede la diferiți factori. La sensibilitate scăzută bioindicatorul răspunde doar la abateri puternice de la factorul în stare normală. Abatere de la caracteristicile bioindicatorilor în perturbări ale mediului ar trebui să fie comparate cu norma sau "cu control". În funcție de situație, sunt folosite diferite metode: 1. *Comparație cu caracteristicile obiectului în afara zonei de impact*. De exemplu, pentru a identifica schimbările comunităților de plante cu poluarea industrială, acestea sunt comparate cu comunitățile situate în afara impactului uman. 2. *Comparație cu rezultatele experimentale*. În

testele de laborator organismele în calitate de test obiecte sunt utilizate pentru stabilirea impactului diferitor concentrații ale substanțelor prezente în mediul acvatic. Aceste concentrații variază în funcție de anotimp și de an, ele pot fi diferite în diferite habitate [77, 142, 189, 220]. Prin urmare, pentru a stabili standardul pentru bioindicatori este nevoie de date privind dinamica lor sezonieră și multianuală, modificarea caracteristicilor habitatelor lor. Bioindicarea poate fi pusă în aplicare la toate nivelurile de organizare: macromolecule biologice, celule, țesuturi și organe, organisme, populații, comunități, ecosisteme și biosferă ca un tot întreg. La *nivel celular* bioindicarea se bazează pe intervalul îngust al fluxului de reacții biotice și fiziologice. Influența poluanților se poate manifesta prin: a) afectarea biomembranelor (în special permeabilitatea lor); b) schimbarea concentrației și activității macromoleculelor (enzime, proteine, aminoacizi, lipide, carbohidrați, ATP); c) acumularea substanțelor nocive; d) afectarea proceselor fiziologice în celule (conținutul redus de clorofilă și fluorescență); e) redimensionarea celulelor. La *nivelul de populație* se caracterizează de indicatori de abatere, cum ar fi densitatea, structura ecologică, caracteristici ale dinamicii. Sub influența antropogenă, la majoritatea speciilor, în dependență de sensibilitate, densitatea populației scade. La *nivel de biocenoză* sunt reprezentate speciile de plante, animale, microorganisme și ciuperci din anumite habitate. Pentru a descrie comunitățile se utilizează ca indicatori diversitatea speciilor și habitatele lor, precum și modificările lor de-a lungul timpului. Abateri de la starea normală a indicatorilor este un indice al impactului asupra mediului. Intensificarea impactului antropic este însoțită de diminuarea diversității hidrobiocenozelor și în deosebi pe baza speciilor rare și sensibile. Bioindicația la nivel de ecosistem se efectuează în baza evaluării migrației substanțelor care se realizează cu participarea elementelor nutritive de rezervă a organismelor-producătoare (plante, creează materie organică din anorganică), organismelor consumatoare (animale, distribuie și reglarea fluxului de materie și energie) și organismelor care participă la mineralizare (ciuperci și bacterii care descompun materia organică) [77, 220].

Metoda biologică de evaluare a poluării ecosistemelor acvatice după parametrii cantitativi ai fitoplanctonului, este utilizată pentru determinarea modificărilor stării ecologice a corpurilor de apă sub impactului antropic. Cel mai important indicator al schimbărilor stării ecosistemelor acvatice, sub influența factorului antropic, este modificarea structurii și funcționării biocenozelor. Acest indicator stă la baza metodei evaluării modificărilor de mediu [35, 127, 142, 160], care este utilizat în prezent în monitorizarea hidrobiologică, pentru evaluarea stării ecosistemelor acvatice [98]. Utilizarea unor indicatori, care reflectă impactul poluării apei asupra fitoplanctonului, prevede și prelucrarea statistică a informației. Utilizarea caracteristicilor statistice ale unui număr de indicatori de dezvoltare a fitoplanctonului, permite să clasificăm

ecosistemele acvatice după nivelul și tipul de poluare, să efectuăm toate operațiunile de comparare (temporale și spațiale), și să urmărim modificarea naturală a dinamicii comunităților în anumite zone ale ecosistemelor acvatice. Utilizarea indicatorilor dezvoltării fitoplanctonului pentru evaluarea gradului de poluare, este determinată prin faptul, că fitoplanctonul este unul dintre cele mai importante elemente ale ecosistemelor acvatice implicate în formarea calității apei, pentru că algele planctonice participă în cel mai important process – fotosinteza [98]. Proprietățile indicatoare ale comunităților fitoplanctonice, sunt determinate nu numai prin faptul prezenței sau absenței anumitor specii saprobe, dar, de asemenea și de gradul de dezvoltare cantitativă a algelor planctonice. De aceea, studiul unor parametri, cum ar fi diversitatea speciilor, efectivul lor numeric, biomasa, succesiunile sezoniere și multianuale ale algelor planctonice, are o mare importanță practică [35, 98, 109]. Numeroase studii în ultimii ani, au constatat că algele planctonice joacă un rol important în indicarea schimbărilor calității apei, impactului uman asupra ecosistemelor acvatice, care provoacă atât efectele eutrofizării cât și degradarea acestora [98, 142].

Biomonitoringul ne permite să soluționăm diferite probleme de mediu: 1. evaluarea schimbărilor care au avut loc în starea fitocenozelor, în diferite sectoare ale bazinelor acvatice, sezonier și multianual; 2. stabilirea echilibrului ecosistemelor acvatice, bazinelor hidrografice într-o anumită perioadă de timp; 3. clasificarea ecosistemelor acvatice pe baza caracteristicilor schimbării stării comunităților fitoplanctonice; 4. compararea gradului de poluare a ecosistemelor acvatice în baza indicatorilor hidrobiologici și hidrochimici; 5. identificarea poluanților principali după modificările în organizarea structurală a comunităților fitoplanctonice; 6. determinarea evoluției ecosistemelor acvatice, luând în considerare tipul și nivelul de poluare [98, 220].

Printre diferiții indicatori ai ecosistemelor pentru bio-indicare sunt importante structura trofică și schimbările successionale. Cu privire la conținutul de nutrienți în apă sunt stabilite următoarele tipuri trofice de ecosisteme: oligotrofe (sarace în nutrienți), eutrofe (bogate în nutrienți) și mezotrofe cu conținut mediu. În apele oligotrofe lipsa de substanțe nutritive diminuează dezvoltarea fitoplanctonului, însă se dezvoltă vegetația bentonică. Aceste ecosisteme includ mai multe tipuri de specii, ele sunt diverse și stabile. În apele eutrofe abundența de nutrienți este însoțită de dezvoltarea în masă a fitoplanctonului, de majorarea turbidității, dispariția vegetației bentonice din cauza lipsei de lumină și a deficitului de oxigen la o adâncime care restricționează biodiversitatea. Ecosistemul pierde multe specii și devine instabil. O altă caracteristică a ecosistemelor acvatice - este gradul de poluare organică sau

saprobitate. În măsura în care apele reziduale ajung în ecosistemele acvatice calitatea apei acestora se modifică și conform caracteristicilor lor se atribuie la următoarele zone: polysaprobă, α -mezosaprobă, β -mezosaprobă și oligosaprobă. În anul 1908, cercetătorii P. Kolkvitts și M. Marsson au elaborat „sistemul saprobilor” de evaluare a gradului de poluare a ecosistemelor acvatice în baza organismelor indicatoare [39, 50]. Kolkwuitz și Marsson au propus ca organismele acvatice să fie utilizate în calitate de indicatori ai nivelului de poluare a mediului acvatic cu substanțe organice.

1.2. Impactul factorilor de mediu asupra stării funcționale a fitoplanctonului

Factori abiotici. Apa ca corp fizico - chimic exercită un impact permanent asupra organismelor acvatice. Apa reprezintă mediul de trai, asigură suport pentru dezvoltarea organismelor acvatice, aducându-le hrană și oxigen, transportă produse metabolice. Datorită mobilității apei în hidrosferă este posibilă existența diferitor forme de organisme. De aceea, proprietățile fizico - chimice ale apei sunt unul dintre factorii importanți ai mediului abiotic. Nutrienții sunt esențial pentru toate organismele acvatice, iar materia organică vie și acumulările organice moarte (detritus), care conțin o varietate de comunități biotice formate din alge, ciuperci, bacterii și animale - sunt componente esențiale ale mediului acvatic. După conținutul de nutrienți și cantitatea de materie organică ecosistemele acvatice sunt divizate în: oligotrofe, eutrofie, politrofe și distrofe. Ecosistemele oligotrofe includ bazine cu apa curată, cu concentrații scăzute de substanțe nutritive, și producție redusă a fitoplanctonului. Ecosistemele eutrofe sunt caracterizate prin cantitate bogată de elemente nutritive și, prin urmare, au o producție mai înaltă a fitoplanctonului. Ecosistemele politrofe sunt caracterizate printr-un conținut înalt al materiei organice, printr-o floră bogată, inclusiv alge planctonice care provoacă fenomenul "înfloririi apei". Lacurile distrofe sunt foarte sărace în substanțe nutritive, astfel viața în ele este slab dezvoltată [1, 50, 80, 157].

Salinitate și conținutul mineral al apei. În apele naturale se găsesc solvite săruri, gaze și materii organice. Cele mai frecvente săruri din apele dulci sunt carbonații, sulfatii, clorurile, combinațiile fierului și manganului, azotații, fosfații etc. După gradul de salinitate a apelor se disting următoarele tipuri de ecosisteme: euhaline-marine, cu o salinitate medie de 35 ‰, ahaline – continentale (mineralizate), cu mineralizare de 0,5 ‰. Apele continentale sunt împărțite în: 1) apele salmastre (miksohaline), printre care sunt: oligohaline cu o salinitate de 0,5 - 5 ‰, mesohaline cu salinitatea de 5-18 ‰ și polihaline 18-30 ‰ ; 2) euhaline (30 - 40 ‰) și ultrahaline (40 ‰). Există alge capabile să viețuiască în apele cu concentrații înalte ale sărurilor, și există specii care viețuiesc în ape cu salinitate redusă. Ca exemplu, cianofitele în majoritate

sunt organisme de apă dulce, iar printre ele se găsesc specii care sunt capabile să existe în ecosisteme ultrahaline. Algele aurii din ordinul *Coccolithophoridales* (marine), sunt distribuite și în apele continentale cu salinitate redusă. Bacilariofitele se găsesc în ecosisteme cu salinitate foarte diferită. Algele sunt foarte sensibile la schimbările salinității apei, unele din ele nu pot exista chiar și la cele mai mici variații ale salinității apei. Algele roșii sunt, de asemenea, sensibile la schimbările salinității. În Marea Mediterană (salinitate 37-39 ‰) au fost identificate mai mult de 300 de specii de alge roșii, în Marea Neagră (17-18 ‰) -129 specii, în Marea Caspică (10 ‰) -22 specii [50,73]. Algele verzi în majoritate sunt organisme de apă dulce și doar 10% dintre ele sunt identificate în ecosistemele marine. Printre acestea sunt speciile care pot rezista în apele cu salinitate înaltă precum *Dunaliella salina* Teod., *Asteromonas gracilis* Artari [50]. Pentru a identifica efectul stresului salin au fost utilizate 2 specii de alge planctonice (*Chlorococcum humicola* și *Scenedesmus bijugatus*), cultivate în medii cu conținut diferit de săruri. Au fost identificate concentrațiile optime ale sărurilor pentru creșterea algelor, și au fost atestate diferențe în dezvoltarea și conținutul de pigmenți a algelor în condiții de salinitate diferită [78].

Aciditatea și alcalinitatea apei sunt factori care au, de asemenea, o importanță sporită în dezvoltarea algelor. Sunt specii de alge care preferă ape alcaline - alcalifile, precum algele harofite, dar unele specii sunt acidofile dintre ele *Chara vulgaris* se poate dezvolta în apele acide cu pH 5,0. Algele acidofile sunt reprezentate de speciile din *Desmidiaceae*, dar unele dintre ele pot fi, de asemenea, găsite în apă alcalină cu un conținut ridicat de minerale, cum ar fi *Closterium acerosum* Schrnak. [50, 157].

Elementele biogene sunt factorul principal care influențează gradul de dezvoltare al algelor planctonice și care pe de altă parte limitează procesul producției algale. Elementele biogene sunt împărțite în macro - și microelemente. Macroelemente nutritive sunt necesare organismelor în cantități relativ mai mari. Din elementele biogene sau nutritive fac parte compușii azotului (ionii de amoniu, de nitrat și nitrit), compușii fosforului, siliciului și fierului. Sărurile de azot și fosfor sunt cele mai importante pentru dezvoltarea algelor. Concentrația medie a acestor substanțe în majoritatea apelor naturale este foarte mică, și prin urmare, productivitatea ridicată a fitoplanctonului este posibilă numai cu alimentare permanentă cu minerale din stratul superior de apă - zona de fotosinteză. Alte elemente chimice nutritive, care sunt utilizate de alge în cantități mai mici, sunt fierul, siliciul, magneziul, calciul, manganul, cuprul, zincul, molibdenul, sulful și calciu. Unele alge au nevoie de asemenea de sodiu, iod, brom, vanadiu și clor. Din punct de vedere fiziologic, ele pot fi împărțite în: substanțele necesare pentru

fotosinteză: fier, mangan, clor, zinc, vanadiu; substanțe necesare pentru metabolismul azotului: molibden, bor, cobalt, fier; și substanțele necesare pentru alte funcții metabolice: mangan, bor, cobalt, cupru și siliciu. Algele din diferite ordine au necesități diferite de micro - și macroelemente. Astfel, pentru dezvoltarea normală a diatomeelor este nevoie de o cantitate mare de siliciu, care este necesară pentru a construi "carapacea". În absența sau lipsa elementelor nutritive învelișul de siliciu al diatomeelor devine mai subțire. Fiecare din elementele nutritive menționate poate influența separat asupra fitoplanctonului sau în corelație cu alt element. Un șir de lucrări reflectă rolul regulator al raportului concentrațiilor N, P și Si în mediul acvatic [11, 50, 90, 112, 171].

Printre factorii abiotici care influențează dezvoltarea fitoplanctonului un rol deosebit aparține regimului hidrologic al apei -nivelul și modul viiturilor, viteza de curgere a apei, transparența și temperatura. Nivelul râului este definit de debitul și consumul de apă. Cursurile de apă pot fi alimentate cu apă în timpul ploilor, topirii zăpezilor și de apele subterane. Ridicarea nivelului râului este rezultatul creșterii debitului apei în anumite anotimpuri. Nivelul apei în timpul inundațiilor se poate ridica cu 15 m. Viteza de curgere a apei depinde de înclinarea albiei râului. Cu avansarea de la izvorul râului până la gura râului viteza curgerii apei se reduce. În cazul în care albia râului se lărgeste și adâncește, se reduce viteza curgerii apei, dar în locuri înguste sau micșorarea adâncimii - crește viteza de curgere a apei. Viteza de curgere în râurile din zona de câmpie este de obicei mai mică de 1 m/sec, iar în timpul inundațiilor de 1,5 -2 m/s. Fluxul de apă este turbulent, atunci când râurile formează meandre, care cauzează amestecarea energetică a maselor de apă [50, 80]. În toate apele continentale și marine se observă mișcarea algelor cu masele de apă pentru a asigura fluxul de substanțe nutritive și eliminarea metaboliților acestora. Circulația într-o oarecare măsură a apei, ca urmare a vântului, se observă chiar și în băltoacele stagnante. În lacuri mari, sunt constante fluxurile și refluxurile apei și amestecarea pe verticală [85].

Un număr considerabil de lucrări sunt dedicate studiului dezvoltării algelor a productivității lor în funcție de dinamica și de stratificarea maselor de apă. Stratificarea apei are un impact pozitiv asupra dezvoltării și producției fitoplanctonului în apele temperate și reci. În aceste raioane în timpul sezonului rezultând într-o schimbare bruscă a temperaturii stratificarea dispare, ceea ce duce la deplasarea nutrienților în stratul eufotic și permite ca fitoplanctonul să fie amplasat în stratul cu iluminare maximă și care îi asigură productivitate sporită [23, 40].

Astfel productivitatea fitoplanctonului depinde de regimul dinamic al apei. Amestecarea turbulentă a apă, în cazul în care aceasta nu este prea severă, doar intensifică productivitatea

algelor. Cianofitele se dezvoltă preponderent în apele stagnante, de aceea deseori nu sunt atestate în planctonul râurilor. Influența pozitivă a factorului dinamic asupra productivității fitoplanctonului se manifestă în ecosistemele acvatice cu adâncime mare și constă în asigurarea mai bună a celulelor algale cu substanțe nutritive. În ecosistemele cu adâncime mică mișcarea apei mărește turbiditatea, ceea ce influențează negativ dezvoltarea algelor planctonice. [40, 50].

Temperatura apei depinde de sursa de alimentare a râului, climă, zona în care cursul de apă este amplasat. Apa în râuri este permanent agitată, de aceea temperatura în diferite părți ale fluxului este similară. Fluctuațiile de temperatură sezoniere în râuri sunt de 0-30 °C, fluctuațiile diurne ating 10-20 °C în râurile de munte și de 1-1,2 °C în râurile de câmpie. Algele au cel mai mare grad de stabilitate la variațiile temperaturii, sunt capabile să existe în condiții extreme de temperatură - în izvoare termale, unde temperatura este aproape de punctul de fierbere al apei, și pe suprafața de gheață și zăpadă, cu temperaturi situându-se în jurul de 0°C [50, 61].

Cei mai mulți reprezentanți ai fitoplanctonului sunt adaptați pentru a viețui într-un diapazon relativ larg de temperatură. Cu toate acestea, dezvoltarea lor maximă are loc la o temperatură specifică pentru fiecare specie. Schimbările sezoniere în compoziția comunităților de fitoplancton sunt în primul rând legate de schimbările de temperatură sezonieră în apă. Algele referitor la temperatură sunt împărțite în specii euriterme, care există într-o gamă largă de temperaturi (de exemplu, algele verzi de ordinul *Oedogoniales*, filamentele acestora pot fi găsite în apă de la începutul primăverii până toamna târziu). Specii stenoterme, care sunt adaptate la condițiile de temperatură relativ constantă ale mediului. Acestea includ, de exemplu, specii de apă rece din *Desmidiaceae* (*Mesatoenium nivale* Beck-Mann.), *Ulotrichales* (*Raphydonema nivale* Lagerh.), *Volvocales* (*Chlamydomonas nivalis*), care se dezvoltă numai la temperaturi apropiate de punctul de îngheț al apei [50, 61]. Speciile termofile sunt specii care preferă să trăiască în condiții de temperatură constantă. Limitele temperaturii la care algele termofile au fost găsite au variat de la 35-52 până la 84 °C și mai sus. Majoritatea algelor termofile sunt cianofite. Într-adevăr, termofile pot presupune doar două tipuri: *Mastigocladus laminosus* Cohn, *Phormidium laminosum* Gom. Dezvoltarea masivă a cărora are loc la o temperatură de 45-50 °C. Speciile mesoterme - preferă condiții moderate de temperatură găsite în zonele cu o temperatură medie anuală de 15-20 °C. Ciclul de creștere a fitoplanctonului începe în lunile martie-aprilie, când radiația solară este suficientă pentru fotosinteză, chiar și sub gheata [23, 50, 61].

Lumina este foarte importantă pentru algele planctonice, deoarece este o sursă de energie pentru întreținerea reacțiilor fotochimice. Un exces sau deficit al luminii poate provoca tulburări de dezvoltare a algelor. Lumina influențează în mare măsură procesele biotice în ecosistemele

acvatice, determină intensitatea fotosintezei și a creșterii algelor planctonice [23, 80]. Distribuția algelor în coloana de apă este determinată în principal, de prezența luminii. Apa absoarbe radiația solară mai mult decât atmosfera. În ecosistemele lacustre cu transparență egală cu 1-2 m la adâncimea de 1 m pătrund cca 5-10% din radiația solară. Radiația activă fotosintetică (lungime de undă a luminii este de 500 nm) pătrunde la o adâncime de 200 m. Intensitatea luminii scade odată cu creșterea adâncimii, datorită dispersiei și absorbției razelor solare de către materialele în suspensie [23, 80]. Referitor la atitudinea lor față de lumină algele pot fi: heliofile, care au nevoie de intensitate înaltă a luminii pentru activitatea lor vitală (algele cianofite și verzi) și heliofobe alge, care evită lumina directă a soarelui, adaptate la intensitate redusă a luminii (de exemplu, bacilariofitele care se dezvoltă în apele cu transparență redusă, la o adâncime de 2-3 m, în apele adânci până la o adâncime de 10-15 m, sau în componența fitobentosului). Intensitatea luminii determină intensitatea procesului fotosintezei, dezvoltarea și creșterea biomasei algelor planctonice [23, 50, 80]. Algele cianofite, datorită vacuolelor gazoase au proprietate de a migra pe verticală în straturile mai iluminate în cazul insuficienței de lumină și invers [23, 80, 111,]. Surplusul razelor ultraviolete poate inhiba dezvoltarea celulelor algale, procesul fotosintezei, provoacă distrugerea chlorofilei [23, 50, 80].

Transparența apei afectează fitoplanctonul nu direct, ci indirect, deoarece determină rata de penetrare în coloana de apă a radiației solare, fără de care nu există procesul fotosintezei. În timpul iernii a fost stabilită cea mai mare transparență a apei, dar fitoplanctonul în această perioadă a anului este aproape absent. Dependente de intensitate înaltă a luminii sunt algele verzi, cianofite, care se dezvoltă în special în timpul verii. Mai puțin solicitante de lumină sunt diatomeele, care se dezvoltă intens în apele slab transparente, la o adâncime de 2 până la 3 m [50, 140]. Dacă în apă sunt multe suspensii, lumina nu pătrunde până la depunerile subacvatice, astfel reduce productivitatea organismelor acvatice și în special a algelor. A fost stabilit că în apele de munte, râuri din zona de câmpie, transparența apei variază cu trecerea de la o perioadă cu transparență înaltă până la perioade cu transparență redusă în dependență de cantitatea suspensiilor. Particulile în suspensie sunt prezente în apă și atunci când viteza de curgere a apei este mare în râuri cu fundul nisipos. De numărul de particule în suspensie, în conformitate cu clasificarea lui B.V. Polyakova, râurile sunt împărțite în 4 grupe care conțin la 1 m³ de apă: 0 - 100; 100 - 2000; 2000 - 9000; 9000 - 12000 g de suspensii [80, 140].

Factori biotici.

Factori biotici sunt reprezentați de relațiile dintre indivizii din populațiile aceleiași specii sau a populațiilor de specii diferite, precum și interacțiunea cu alte plante și animale și adesea

sunt de natură competitivă. Unele specii de alge, afectează de exemplu, rata de creștere a altor specii. În sinuzii (componente ale comunității ecologice, caracterizate prin specii de co-gazdă ale aceluiași grup ecologic de alge) impactul de la un tip la altul, de asemenea, se poate manifesta prin eliminarea produselor chimice, care inhiba sau suprima complet creșterea altor specii [80].

În anii '80, Kriuchkova N.M. în lucrarea sa "Interacțiuni trofice ale zoo-și fitoplanctonului", a demonstrat o gamă largă de complexități în relațiile trofice ale hidrobionților. A fost prezentat fitoplanctonul ca element de bază în alimentația zooplanctonului. În lucrare fitoplanctonul este comparat cu o pășune în apă, deoarece servește ca sursă de hrană primară pentru alte forme de viață, iar crustaceele - filtratori - ca animale erbivore care consumă algele planctonice, și sunt capabile să controleze dezvoltarea lor și formarea biomasei algale în ecosistem. Fitoplanctonul de apă dulce este o asociație heterogenă de procariote - alge *Cyanophyta* și eucariote - *Chlorococcophyceae*, *Desmidiaceae*, *Bacillariophyta*. Efectivul numeric al speciilor de alge planctonice variază în dependență de sezon. Algele planctonice pot fi unicelulare sau coloniale cu dimensiuni diferite. Uneori lanțurile de celule și colonii pot fi cu lungime mare astfel încât pot fi observate cu ochiul liber. Influența zooplanctonului asupra fitoplanctonului se manifestă prin strivirea formelor coloniale, prădarea activă a celor mai multe specii de plante microscopice, care afectează diversitatea speciilor de algele planctonice și fotosinteza lor. Pe de altă parte zooplanctonul eliberează substanțe nutritive în apă, compuși ai azotului, fosforului, stimulând astfel creșterea algelor [89, 97, 114, 170].

În Japonia s-au efectuat cercetări cu privire la efectul considerabil al algelor bacilariofite asupra viabilității copepodului *Calanus pacificus*. În urma experimentelor a fost relevat faptul că bacilariofitele *Shaetoceros difficilis*, *Ditylum brightwelli* și *Thalassiosira weissflogii* provoacă dereglări în dezvoltarea embrionară a speciei de copepode. Cercetătorii au demonstrat ca blocarea dezvoltării embrionare apare din motive biochimice [123].

Multe alte organisme se hranesc cu alge, astfel încât, de exemplu, speciile din genul *Ectrogella* (ciuperci din clasa Oomycetes, ordinul Saprolegnaceae) sunt paraziți în celulele diatomeelor de apă dulce și marine, care le determină hipertrofia și distrugerea rapidă a cromatoforilor. Au fost stabilite de asemenea efectele toxice ale unor alge. Toxicitatea algelor se manifestă în timpul dezvoltării lor abundente. Alge toxice au fost găsite printre algele dinofite, aurii, cianofite și verzi. Din algele verzi, care emit toxine sunt speciile genurilor *Scenedesmus* și *Coelastrum* din ordin *Chlorococcales* [63, 222, 223]. Dintre speciile cunoscute de alge aurii - *Prymnesium parvum*, comun în lacurile din Europa de Vest, care secretă un tip de toxine care pot provoca moartea peștilor. Alga de apă dulce *Peridinium polonicum* se dezvoltă abundent în

lacurile din Japonia și provoacă moartea peștilor [63].

Cel mai mare număr de specii toxice de alge au fost găsite din alge cianofite: *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wessenbergii*, *Oscillatoria erythraea*, *Anabaena flos-aquae*, *Anabaena variabilis*, *Anabaena lemmermannii*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Gloeotrichia echinulata*, *Gloeotrichia pisum*, *Nostoc rivulare*. Efectele toxice ale algelor cianofite se manifestă prin pierderi masive de organisme acvatice, animale și păsări de apă, la oameni pot provoca, de asemenea, diferite boli, cum ar fi: alergii sau intoxicații alimentare [63, 173, 196].

În ecosistemele acvatice algele joacă un rol important în calitate de producători de materie organică, astfel foarte importantă pentru reducerea biomasei algale este prezența organismelor consumente. De exemplu, moluștele, târându-se pe suprafața depunerilor subacvatice, consumă în cantități mari alge microscopice prin filtrarea apei. De asemenea, printre factorii biotici sunt factorii alelopatici (efectele chimice ale unor specii de alge asupra altora prin intermediul metaboliților) [58, 63].

Algele, de asemenea pot exista în simbioză cu alte organisme acvatice. Cel mai des ele utilizează organisme acvatice ca substrat (epifite) formând asociații de organisme acvatice – epibioze. Astfel, pe cochiliile moluștelor calcificate pot fi găsite de multe ori specii din genurile: *Cladophora* sau *Oedogonium*, în spongieri sunt întâlnite unele alge, diatomee și cianofite. Algele epifite pentru fixare utilizează plante superioare și alge de mărimi mari doar ca substrat, împreună cu pietre, partea de jos a navelor și altor obiecte cufundate în apă. Algele pot trăi în țesuturile altor organisme, aceste specii de alge care trăiesc în țesuturi sau celule ale altor organisme sunt numite - endofite. Endofitele extracelulare și intracelulare formează endosimbioze. Endosimbionte sunt algele cianofite, verzi, brune, rodofite, însă cel mai des sunt algele xantofite și algele verzi. Algele *Xanthophyta* și *Chlorococcofiticeae* formează endosimbionți în organisme pluricelulare – spongieri și hidre [50, 93].

Factorii antropici.

Efectele antropice, în cele mai multe cazuri, duc la degradarea ecosistemelor acvatice, și provoacă dezvoltarea excesivă a fitoplanctonului în procesul "înfloririi apei". Un impact considerabil au deversările de ape uzate ale întreprinderilor cu conținut înalt al substanțelor toxice. Pe locul doi este acumularea excesivă de nutrienți, care poate duce la creșterea productivității fitoplanctonului. Majorarea cantității de nutrienți în ecosistemele acvatice duce la consecințe negative uneori foarte grave. În ecosistemele care sunt supraîncărcate cu substanțe nutritive, ca urmare se declanșează o creștere rapidă a biomasei fitoplanctonului și are loc fenomenul "îfloririi" apei [23, 140, 117, 185].

Descompunerea biomasei fitoplanctonului duce la creșterea cantității de hidrogen sulfurat și alte substanțe toxice. Acesta duce la poluarea apei și pierderea de organisme acvatice. Algele sunt capabile să emită substanțe toxice în apă. În ecosistemele continentale se observă creșterea masivă a algelor cianofite, în special din genul *Microcystis*. Reducerea calității apei ecosistemelor acvatice din cauză supraîncărcării cu substanțe nutritive cauzează creșterea excesivă a fitoplanctonului, numit fenomenul de eutrofizare antropică [140]. În prezent, poluarea râurilor apare odată cu pătrunderea unor cantități exagerate de substanțe suspendate și dizolvate. Particulele în suspensie diminuează transparența apei și de aceea scade activitatea fotosintezei. [122, 117, 185].

Principalele surse de poluare sunt poluanții de origine industrială (produse petroliere, fenoli) care influențează asupra apelor subterane. Apele uzate urbane sunt, de asemenea, o sursă de poluare a apei, deoarece acestea includ apele uzate, predominant domestice, detergenți - un strat de spumă care împiedică accesul de oxigen din apă, microorganismelor patogene. Apele industriale uzate generate într-o varietate de industrii, printre care cele mai mare consum de apă au producerea oțelului, produse chimice, industria de rafinare a petrolului [50, 80, 122].

Apele uzate conțin, de asemenea multe metale grele (mercur, cupru, plumb, zinc, cadmiu). Metalele grele se acumulează în lanțurile trofice [122]. O sursă severă de contaminare, este de asemenea, agricultura. Apele uzate care conțin substanțe organice contin o cantitate mare de nutrienți. Ca urmare are loc reproducerea în masă a algelor planctonice, în special a algelor cianofite. În apă începe predominarea proceselor anaerobe, un proces cunoscut sub numele de eutrofizare. În urma dezvoltării speciei *Microcystis aeruginosa* s-a stabilit o scădere semnificativă a calității apei, mai ales după pieirea acestora. În mediile de cultură se acumulează compuși organici de carbon cu greutate moleculară diferită. A fost stabilită influența clorurilor asupra formării de substanțe din produsele extracelulare ale algelor halogenate [56].

Pentru evaluarea biologică a calității apei sunt adesea folosite algele ca organisme indicatoare. Datorită sensibilității ridicate a algelor la condițiile de mediu ele joacă un rol important în evaluarea calității apei. În prezent, există mai multe sisteme pentru determinarea biologică a apelor poluate. Pentru aceste scopuri se aplică sistemul de saprobitate a apelor, pentru a evalua gradul de contaminare cu substanțe organice și a produselor degradării lor. Algele sunt, de asemenea, utilizate în controlul toxicologic a apei. Ele pot fi folosite pentru a stabili toxicitatea multor produse chimice găsite în rezervoare de apă și a apelor reziduale, cum ar fi metale grele, detergenți, pesticide. Pentru un control toxic sunt adesea utilizate algele verzi (*Scenedesmus*, *Chlamydomonas*) [50].

1.3. Speciile invazive din componența fitoplanctonului și impactul lor asupra ecosistemelor acvatice

Specii invazive (sau invadatoare) sunt acele specii care au fost introduse intenționat sau accidental, introducerea cărora și răspândirea acestora amenință mediul ambiant, economia sau societatea, inclusiv sănătatea umană. Invaziile biologice sunt o amenințare majoră pentru ecosistemele acvatice a Republicii Moldova [24]. După unii autori (Alimov, A., 2004; Alexandrov, B., 2007) toate speciile alogene (străine) pot fi devizate în două grupuri: specii care au fost introduse din alte regiune și specii native care din cauza factorului antropic își majorează semnificativ efectivele și provoacă pagube ecologice, cum este fenomenul „înfloririi” apei [3, 36, 159, 182]. În literatură sunt menționate două moduri de răspândire a speciilor alogene acvatice de la nord spre sud și de la sud la nord. Speciile din apele saline și salino-dulcicole se răspîndesc mai activ în apele dulci. În mare măsură la răspîndirea speciilor influențează activitatea umană: construcțiile hidrotehnice, poluarea chimică și termică, transportul naval, cât și sub influența modificărilor climatice rapide. Răspîndirea naturală a microorganismelor acvatice, inclusiv a algelor planctonice, se poate împlimenta cu ajutorul migrațiilor animalelor acvatice și prin mișcarea fluxurilor de aer [3, 82, 83].

Speciile invazive sunt cunoscute ca specii care pot cauza reducerea biodiversității speciilor și sunt una dintre principalele cauze a dispariției speciilor native. Multe specii de alge planctonice prin dezvoltarea lor în cantități mari sunt producători ai toxinelor, care influențează negativ asupra vieții peștelor și a altor organisme acvatice. Toxinele algelor pot provoca diferite boli ale organelor digestive ale omului. De aceea speciile invazive de alge trebuie să fie studiate și incluse în monitoringul stării ecologice a ecosistemelor acvatice [182].

Modificarea condițiilor abiotice ale mediului acvatic eutrofizarea și poluarea lor, afectează în mod negativ diversitatea organismelor acvatice, ceea ce duce la o creștere a invaziilor biologice. Odată cu eutrofizarea ecosistemelor acvatice crește și diversitate algelor din filumurile *Chlorophyta* și *Cyanophyta*, caracterizate prin dimensiunile mici ale celulelor. Poluarea ecosistemelor acvatice cu substanțe organice determină creșterea bruscă a efectivului speciilor de alge din filumurile *Euglenophyta*, *Crysophyta* și *Pyrrophyta*, care au capacitatea de a absorbi substanțe organice dizolvate în apă [40].

Din a doua jumătate a secolului al XX-lea, numărul de alge planctonice alogene în apele dulci din Eurasia și America de Nord a crescut în mod semnificativ. În lucrările lui Korneva L.G. până în prezent, se face referire la aproximativ douăzeci de specii de alge alogene, aparținând în mare parte la cianobacterii și diatomee. Unele specii invazive de fitoplancton sunt potențial toxice și pot provoca fenomenul „înfloririi” apei. În baza materialelor lui Korneva L.G., Liebich

V. Alexandrov B. [83, 84, 181, 182] sunt prezentate șase specii invazive de alge planctonice în apele dulci din holarctica. Specii de apă dulce tropicale *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenayya et Subba Raju (Cyanobacteria), care pentru primă dată au fost atestate în Europa în anii 1930–1940 au început să colonizeze în mod activ apele din Grecia, Ungaria, Franța, Germania, Italia, Bulgaria, Austria, Portugalia, Polonia și Republica Cehă, precum și lacurile și râurile din Florida (SUA). În apele din Europa și America de Nord s-au răspândit două specii de cianobacterii halofite *Anabaena bergii* Ostefeld, în 1950–1960 atestată în regiunile sudice ale fostei URSS și termofile *Sphaerospermum aphanizomenoides* (Forti) Zapomelova et al. comb. nov. (= *Aphanizomenon aphanizomenoides* Kom. et Horecka), inițial descrise în Turcia. În anii 1980 în ecosistemele acvatice ale țărilor: Italia, Germania, Franța, Germania, Austria, Slovacia, Croația, Polonia, Rusia (Volga) a fost o dezvoltare puternică a speciei din filumul Dinophyta: *Peridiniopsis kevei* Grigor. et Vasas 2001(= *P. Corillionii* Leita, Ten-Hage, Mascarell et Coute, 2001; *P. rhomboides* Krakhmalny, 2002), care a fost descrisă pentru prima dată în Ungaria. Specia atlantică *Actinocyclus normanii* (Greg.) Hust. din filumul Bacillariophyta a fost cunoscută din anii 1880, dar numai în ultimele decenii, sa stabilit în mod activ în apele dulci ale Rusiei (fl. Volga), Olandei, Angliei, Finlandei, Germaniei, Slovaciei și Republicii Cehă. Această specie este considerată invazivă în Marile Lacuri și râul Parker, Massachusetts (SUA) [57, 83, 159, 181, 182].

1.4. Cercetări anterioare ale fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din Republica Moldova

Cercetările algoflorei ecosistemelor acvatice din Republica Moldova au început încă în a doua jumătate a secolului al 19-lea cu investigații în bazinul fluviului Nistru, astfel încât primele date privind algoflora râului aparțin cercetătorilor: Sredinskii N., 1872; Dorofeev A., 1885 și Egerman F., 1925, care în lucrările sale au descris până la 100 de specii de algele planctonice, fără descrierea datelor efectivului numeric și biomasei lor. Autori precum Svirencu D., 1926 și Aksentiev B., 1924 descriu 252 specii și varietăți de alge planctonice. Majoritate acestora sunt algele diatomee, prezentate printr-un studiu mai detaliat al compoziției speciilor de cercetătorul Aksentiev B. [23, 148].

După o pauză de 27 de ani de studiu al fitoplanctonului fluviului Nistru, cercetările au fost reluate de Ivanov A. (Ivanov 1953, 1954, 1962) și Roll Ia. (Roll, Ivanov 1960), care în lucrările sale au dat mai multe detalii cu privire la dezvoltarea fitoplanctonului. În sectorul mijlociu al fluviu Nistru ei au atestat 237 specii de fitoplancton cu efectivul numeric 11 mln cel./l cu biomasa 16,78 g/m³. O descriere mai detaliată a fitoplanctonului fluviului Nistru în perioada anilor 1951-1970 a fost prezentată în lucrările lui Șalaru V. (Șalaru, 1984), care descrie

componența speciilor, precum și dinamica sezonieră a abundenței și biomasei fitoplanctonului. După construcția lacului de acumulare Dubăsari (1954-1956) investigațiile fitoplanctonului fluviului Nistru pe teritoriul Republicii Moldova au devenit mai complexe și sistematice. Investigațiile fitoplanctonului lacului de acumulare Cuciurgan au început încă în prima jumătate a secolului XX, rezultatele fiind reflectate în lucrările lui Egerman F., 1925 și Ivanov A., 1953 în care se menționează că fitoplanctonul lacului de acumulare Cuciurgan era destul de sărac privind componența speciilor, precum și efectivul acestora. După punerea în funcțiune a CTE Moldovenești diversitatea speciilor de fitoplancton a crescut brusc din cauza dezvoltării algelor termofile, ceea ce este descris în lucrările lui Șalaru V., 1971 [23, 148].

Fitoplanctonul râului Prut a fost investigat mai puțin, fiind un râu de frontieră. Conform investigațiilor lui Obuh P., 1995; Șalaru V., 1984; Ungureanu I., 1985 fitoplanctonul era sărac atât calitativ cât și cantitativ [23]. În perioada anilor 1951-1970 o caracteristică mai detaliată a fitoplanctonului a fost prezentată de Șalaru V. [147]. Între anii 1989-2009 cercetările privind diversitatea, parametrii cantitativi ai fitoplanctonului, procesele producțional-destrucționale, troficitatea și calitatea apei din bazinul fluviului Nistru, lacurilor de acumulare Dubăsari, Cuciurgan și râul Prut au fost realizate de Ungureanu L. [14-24, 135-139].

1.5. Conclizii la capitol 1.

În urma analizei surselor bibliografice cu referire la investigațiile fitoplanctonului ecosistemelor acvatice de diferite tipuri și a factorilor principali care influențează dezvoltarea acestora am ajuns la următoarele concluzii:

1. Algele planctonice sunt foarte sensibile la modificarea condițiilor mediului acvatic. Datorită sensibilității înalte a algelor la conținutul diferitor substanțe chimice în apă, ele pot fi utilizate la evaluarea biologică a calității apei.
2. Algele planctonice sunt organisme care joacă un rol important în ecosisteme acvatice, reacționează rapid la modificările stării mediului acvatic, iar în urma activității lor vitale pot elimina metaboliți care influențează semnificativ calitatea apei și activitatea hidrobionților.
3. Analiza surselor bibliografice a demonstrat că cercetările ce se referă la diversitatea, parametrilor cantitativi și funcționali ai algelor planctonice au o importanță deosebită la evaluarea gradului de troficitate și calității apei de aceea trebuie să fie relizate continuu în vederea monitorizării stării ecositemelor fluviale și lacustre și perfectării recomandărilor de remediere a acestora.

Problema științifică soluționată constă în *relevarea* diversității, structurii cantitative și funcționării fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din Republica Moldova, *care a facilitat* elucidarea particularităților utilizării algelor planctonice în sistemul monitoringului biologic al stării ecosistemelor fluviale și lacustre și *a permis* evaluarea statutului trofic și calității apei în baza valenței saprobice a speciilor indicatoare, parametrilor cantitativi și funcționali ai fitoplanctonului.

Scopul lucrării a fost elucidarea particularităților utilizării fitoplanctonului în sistemul monitoringului stării ecosistemelor acvatice din bazinul fl. Nistru și r. Prut, stabilirea factorilor naturali și antropici care determină modificarea statutului trofic și calității apei.

Obiective: Relevarea diversității fitoplanctonului ecosistemelor acvatice situate în bazinul fluviului Nistru și râului Prut; evaluarea parametrilor cantitativi ai fitoplanctonului, succesiunilor lor sezoniere și multianuale și evidențierea parametrilor hidrologici, hidrochimici și hidrobiologici care le influențează; identificarea speciilor invazive (alogene și autohtone) din componența fitoplanctonului; Estimarea intensității proceselor de autoepurare și poluare prin evaluarea producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice în ecosistemele acvatice; evaluarea statutului trofic al ecosistemelor acvatice investigate conform parametrilor cantitativi și producționali ai fitoplanctonului; aprecierea stării ecologice a ecosistemelor acvatice ale bazinului fluviului Nistru și râului Prut în baza parametrilor cantitativi și valenței saprobice a speciilor indicatoare de alge; completarea cu date noi a sistemului de monitorizare a fitoplanctonului ecosistemelor acvatice situate în bazinul fluviului Nistru și râului Prut.

2. MATERIALE ȘI METODE DE CERCETARE

2.1. Materiale și metode de cercetare

În timpul investigațiilor efectuate în perioada anilor 2010 - 2015 au fost colectate 856 probe, din care 274 probe de fitoplancton din fluviul Nistru (sectorul mijlociu și inferior), 102 probe din lacul de acumulare Dubăsari (sectorul superior, mijlociu și inferior), 55 probe din lacul de acumulare Cuciurgan (sectorul superior, mijlociu și inferior) și 425 probe din r. Prut (sectorul mijlociu și inferior). Eșantioanele fitoplanctonice au fost prelevate din biotopurile reprezentative în cadrul cercetărilor Laboratorului de Hidrobiologie și Ecotoxicologie al Institutului de Zoologie al AȘM.

În scopul evaluării producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice au fost efectuate 114 serii de experimente la 8 stații situate în sectorul mijlociu și inferior al fl. Nistru, 7 stații situate în sectorul mijlociu (43 experimente) și inferior (108 experimente) al r. Prut și câte 3 stații în lacurile de acumulare Dubăsari (45 experimente), Cuciurgan (12 experimente) (Figura 2.1).

Prelevare și procesarea probelor a fost efectuată conform metodelor unificate de colectare și prelucrare a probelor hidrobiologice de teren și experimentale [35]. Probele de fitoplancton au fost colectate în sticlute cu volumul de 250 ml și fixate în soluție de formol de 4%. Probele fixate au fost concentrate prin metoda de sedimentare timp de 14-16 zile. După sedimentarea planctonului, probele au fost concentrate prin vărsare cu picătură a stratului mediu de apă. Volumul probelor a fost micșorat până la 5 ml. Identificarea speciilor de alge a fost efectuată cu ajutorul microscopului Lomo „MICMED 2”, au fost fotografiate unele specii din componența fitoplanctonului, utilizând aparatul de fotografiat TBK-MH-02.

Identificarea speciilor a fost efectuată cu ajutorul determinatoarelor în vigoare: Gollerbah, Polianskii 1953; Matvienko. 1954; Dedusenco-Sceglova, Gollerbah, 1962; Kiselev, 1954; Popova, 1955; Dedusenco-Sceglova, Matvienko, 1959; Moșcova, Gollerbah, 1986; Palamari-Mordvințeva, 1982; Vinogradova, Gollerbah, 1980; Zabelina, 1955; Țarenco, 1990 ș. a.

Efectivul fitoplanctonului a fost estimat prin numărarea celulelor de alge în camera „Goreaev” ($0,9 \text{ cm}^3$). Ca unitate de numărare și apreciere a efectivului fitoplanctonului a fost considerată celula, rezultatele fiind exprimate în mii cel./l sau mln cel./l. În timpul analizei microscopice a probelor au fost măsurate dimensiunile parametrilor necesari pentru aprecierea volumului celulelor de alge și estimarea masei individuale [35, 50, 58].

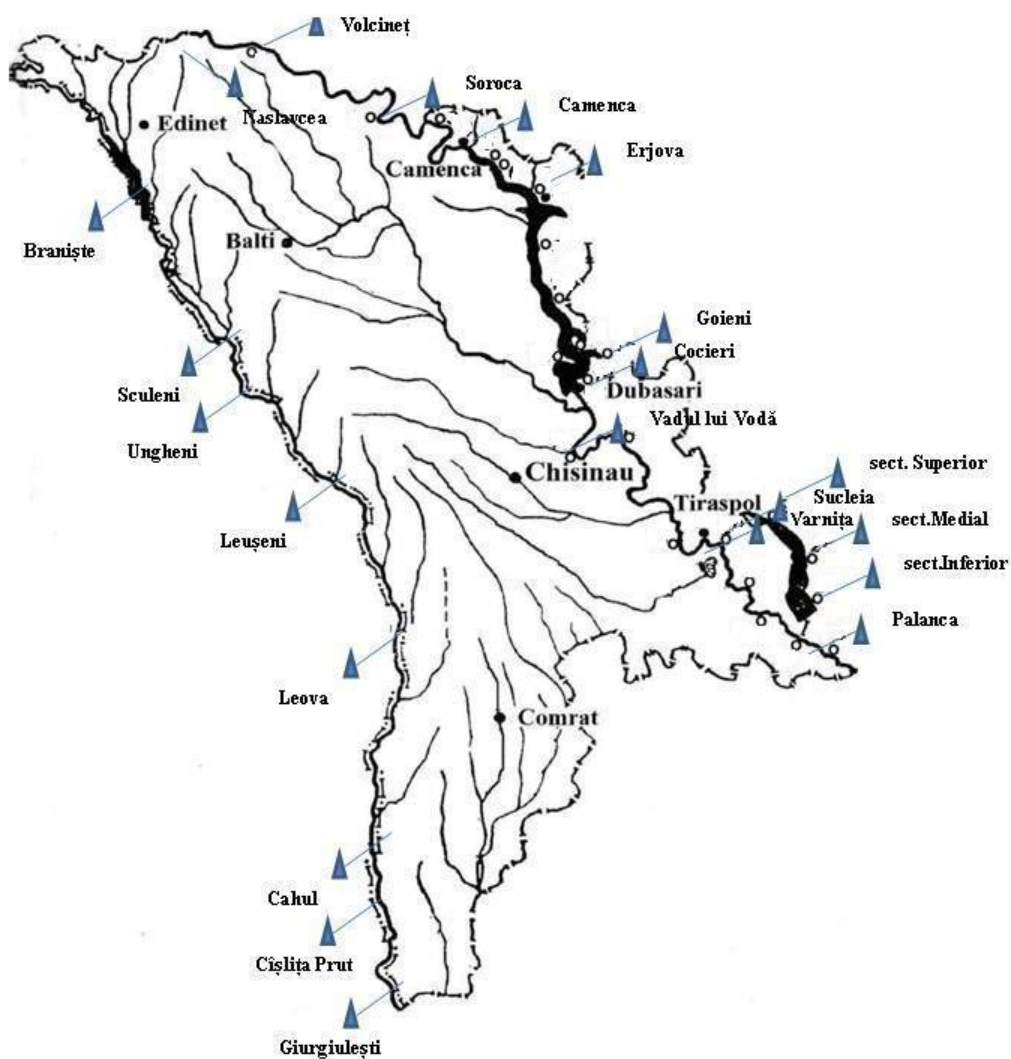


Fig. 2.1. Schema punctelor de colectare a probelor de fitoplancton și de efectuare a experimentelor:

F.I.Nistru: Naslavcea, Volcineț, Soroca, Camenca, Vadul lui Vodă, Varnița, Sucleia, Palanca;

Lacul de acumulare Dubăsari: Erjova, Goieni, Cocieri;

Lacul de acumulare Cuciurgan: sector superior, mijlociu, inferior;

R.Prut: Braniste, Sculeni, Ungheni, Leuseni, Leova, Cahul, Cășlița-Prut, Giurgiulești.

În fiecare probă analizată au fost determinate speciile de alge și numărate toate celulele acestora cel puțin în 3 camere de numărare. Din rezultatele obținute a fost calculat efectivul fitoplanctonului pentru fiecare probă evaluată.

Pentru calcularea a numărului de organisme la 1 litru, s-a utilizat formula [35, 50]:

$$N = k n (A / a) v (1000/V) \quad (2.1.)$$

unde N- numărul de organisme într-un litru de apă; k - coeficientul care arată de câte ori volumul camerei de numărare mai puțin de 1cm³;

n - numărul de organisme găsite pe pătratele examinate; A - numărul de pătrate în camera "Goreaev";

a - numărul de pătrate, pe care s-au calculat speciile de alge planctonice; V - volumului inițial al probei (cm³); v - volumul probei după sedimentarea (cm³).

Biomasa fitoplanctonului a fost estimată prin metodă volumetrică, pe baza densității numerice a fitoplanctonului, utilizând volumele medii specifice și considerând densitatea specifică a conținutului celular egală cu 1. Volumul calculat al fiecărei celule a fost înmulțit cu numărul celulelor și s-a obținut valoarea biomasei, exprimată în mg/l sau g/m³, cu exactitate de 0,01. Biomasa se calcula pentru fiecare specie apoi se însuma pentru a obține biomasa totală a fitoplanctonului în proba dată [35, 50].

Analiza saprobiologică a fost bazată pe listă indicatorilor, a fost prezentată caracteristica saprobiologică a ecosistemelor studiate, exprimată prin indicele Rotșain pentru metoda valenței saprobice Zelinki –Marvan 1961 [218], calculat după formula modificată de I.Toderaș 1984 [125].

$$S_R = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} N_i G_i S_i}{\sum_{i=1}^{i=n} N_i G_i} \quad (2.2.)$$

unde: N-efectivul numeric; Gi – greutatea indicatoare; S- valența saprobică.

Indicele saprobiologic după Pantle și Buck a fost calculat conform formulei [35, 91]:

$$S_{P-B} = \Sigma (sh) / \Sigma h, \quad (2.3.)$$

unde: h – frecvența; s – valoarea indicatoare a fiecărei specii.

Gradul afinității comunităților fitoplanctonice a fost estimat folosind indicele Sørensen:

$$I_{af} = (a+b)/2c * 100 \quad (2.4.)$$

Unde a și b – numărul total al speciilor înregistrate în două ecosisteme comparate, c-

numărul speciilor comune pentru ambele ecosisteme comparate [2].

În perioada de cercetare (2010-2015) au fost analizate datele obținute în cadrul investigațiilor fitoplanctonului și evaluate modificările sezoniere ale diversității comunităților de alge. În acest scop, a fost utilizat indicele Shannon, introdus în hidrobiologie de Margalef R. [2],

$$H = - \sum_{i=1}^k P_i \cdot \log_2 P_i \quad (2.5.)$$

unde:

P_i - frecvența sau relevanța elementului i (specii) la valoarea totală a elementelor k (specii) [151].

De exemplu, abundența sau biomasă speciei i la numărul total de specii sau valoarea totală a biomasei.

Producția primară și destrucția substanțelor organice au fost estimate prin metoda vaselor expuse în modifi cația oxigenică [108]. Producția integrală a fitoplanctonului $\sum A$ sub m^2 de suprafață acvatică a fost calculată conform valorilor experimentale obținute, ținând cont de transparență și respectiv de adâncimea stratului eufotic [151], iar destrucția integrală $\sum R$ - prin înmulțirea valorii ei medii R la adâncimea ecosistemului. În scopul evaluării producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice au fost efectuate serii de experimente la stațiile investigate din fluviu Nistru, lacul de acumulare Dubăsari, Cuciurgan și r. Prut. Evaluarea claselor de calitate a apelor ecosistemelor investigate conform algelor planctonice a fost efectuată conform valorilor-limită prezentate în anexa nr.1 "Cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață" a Regulamentului privind cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață (2013) [8]. Stabilirea statutului trofic al ecosistemelor investigate a fost efectuată în baza biomasei și producției primare a fitoplanctonului conform criteriilor de clasificare prezentate de Oxiuc O., Jukinski V. (1993) [71, 103, 104].

Teza a fost perfectată cu ajutorul tehnologiilor informaționale Microsoft Word for Windows XP, Microsoft Excel 2007, BioDiversity Pro software [221].

2.2. Caracteristica fizico-geografică, hidrologică, hidrochimică, hidrobiologică și condițiile de existență a fitoplanctonului în bazinul fluviului Nistru și al râului Prut

Fluviul Nistru (sectorul mijlociu și inferior) Fluviul Nistru este artera principală acvatică a Republicii Moldova, care cu afluenții săi asigură economia națională a țării cu apă. Are izvorul în munții Carpați la 760 m altitudine și se varsă în Marea Neagră. Lungimea fluviului este 1362 km, suprafața de acumulare-72000 km^2 , inclusiv în limitele Moldovei -657 km^2 și 19200 km^2 corespunzător. Nivelul apei depinde de cantitatea precipitațiilor atmosferice. Fluviul Nistru se

imparte convențional în 3 sectoare: superior, mijlociu și inferior. Sectorului superior al fluviului îi corespunde spațiul de la izvoare până la gura r. Streaj, unde începe sectorul mijlociu și continuă până la Dubăsari, iar segmentul de la Dubăsari până la limanul fluviului constituie sectorul inferior [9, 147].

Începând de la izvor fluviul are aspectul unui pârâu cu lățimea de 0,5-1,0 m, și adâncimea de 1,0-5,0 cm. De-a lungul cursului 16 890 de afluenți de diferit ordin, inclusiv în hotarele Moldovei, 1 686 își varsă apele în fluviu, care devine un torent furtunos, cu mici praguri și cascade. Lățimea albiei până la or. Sambir este de 10-20 m, în restul cursului (până la s. Nijnee) este de 50-100 m, pe alocuri – 250-330 m. Adâncimea la repezișuri este de 0,5-1,5 m, în locurile mai adânci 2,0-5,0 m, maximă – 7,7 m. Viteza cursului de apă variază de la 0,3-0,7 m/s până la 2,5 m/s la repezișuri. Patul albiei este pietros, cu prundiș; pietrișul și prundișul ajung în fl. Nistru din afluenții montani. Malurile sunt abrupte, cu înălțimea de 1,0 – 5,0 m [147].

Sectorul mijlociu prezintă un torent de munte tipic, dar coeficientul de înclinare se micșorează de la 0,0004 până la 0,0001, în rezultat viteza de curgere a apei scade în comparație cu sectorul superior și variază în limitele 0,7-2 m/s. Adâncimea oscilează între 0,35-4,0m. Lățimea fluviului, în dependență de nivelul apei variază de la 80 până la 200 m. Zonă înundabilă a lui este îngustă, iar în unele locuri lipsește. În anul 1954 în acest sector, lângă Dubăsari a fost construit un baraj cu înălțimea de 22 m, în rezultat s-a format lacul de baraj Dubăsari cu lungimea de 125 km [147].

În sectorul inferior albia fluviului este foarte întortocheată. Lățimea variază în limitele 60-12m, iar adâncimea-1,9-9,4 m. Viteza de curgere a apei scade de la 0,9 m/s (la Dubăsari) până la 0,27 m/s (la Maiac). Mai jos de or. Tiraspol lunca înundabilă a Nistrului se mărește formând un șir de lacuri, de o importanță deosebită fiind lacul de baraj Cuciurgan. În cursul inferior din partea dreapta în fluviul Nistru se varsă râurile: Bâc, Răut, Botna [9, 147].

Temperatura medie anuală a apei nu depășește 10-12 °C. În aprilie atinge 8,6-12,6 °C, în iunie 22,1-25 °C, iar în octombrie – 14,0-8,3 °C. În general, Nistrul are caracteristicile unui râu de munte, iar fluxul de apă principal se formează în zonele montane și submontane ale bazinului. O trăsătură caracteristică a Nistrului este nivelul extrem de instabil, cu inundații frecvente. În timpul inundațiilor majore nivelul apei în partea de mijloc a Nistrului se ridică până la 10-12 m. Spre deosebire de multe râuri de câmpie turbiditatea apei în fl. Nistru, crește în aval ca urmare a distrugerii de coastă și contribuției afluenților care aduc cantități mari de particule minerale [147].

În fl. Nistru în amonte de or. Otaci a fost stabilită diminuarea conținutului de oxigen până la 56-64% saturație în timpul zilei, atunci când predominau procesele de fotosinteză și conținutul

de oxigen trebuia să fie mai înalt. Nivelul substanțelor în suspensie în fl. Nistru a fost de 120 mg/l, după punerea în funcțiune a lacului de acumulare Dubăsari numărul acestora a scăzut de zece ori (Naslavcea-Otaci de-3 mg/l, la Soroca Palanka-28 mg/l). În consecință, a fost stabilită creșterea transparenței apei în râu. Salinitatea apei variază în intervalul 304-494 mg/l [76].

Zooplanctonul fluviului Nistru este reprezentat de rotifere, copepode, crustacee. În sectorul inferior al fluviului parametrii cantitativi ai zooplanctonului sunt mai înalți decât în sectorul superior. Complexul dominant al fl. Nistru este alcătuit din speciile de rotifere *Keratella quadrata*, *Polyarthra dolicoptera*, *Notholca squamula*, *Notholca acuminata*, *Euchlanis dilatata*, *Filinia longiseta*, etc. Din componența copepodelor putem menționa speciile *Microcyclops varicans*, *Eucyclops serrulatus speratus*, *Mesocyclops crassus*, *Acantocyclops viridis* și din cladocere – *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *Alona rectangula*.

Indicele de saprobitate, calculat în baza speciilor indicatoare de zooplancton, variază în limitele 2,00-2,15, care corespund zonei β -mezosaprobitate și poluării moderate. Zoobentosul este reprezentat de oligochete, nematode, larve de hironomide. În total pentru fluviul Nistru au fost descrise 94 specii de pești. În sectorul mijlociu și inferior al fluviului au fost atestate 79 de specii și subspecii de pești din 17 familii [150].

Lacul de acumulare Dubăsari

Lacul de acumulare Dubăsari este situat în cursul mijlociu al fluviului Nistru și s-a format în rezultatul construcției în anul 1954 a barajului de la Dubăsari. Lacul se întinde pe o lungime de 125 km [9]. Lățimea lacului variază de la 250 m până la 2000 m. Suprafața constituie 6750 ha, adâncimea medie 4,2 m. Volumul total – 277,4 mln m³ Malurile pe alocuri sunt abrupte și stâncoase, în unele locuri depășind înălțimea de 100 m. Malul lacului de acumulare este dezmembrat de o rețea deasă de ravene ramificate, care se deschid în luncă, prin care se transportă cantități mari de aluviuni, mai ales în timpul ploilor torențiale [9, 69].

În plan morfologic, lacul de acumulare se împarte în trei sectoare principale: superior, mijlociu și inferior. Sectorul superior are o lățime de 250-300 m și o lungime de 45 km, adâncimea maximă de 6 m și se întinde de la or. Camenca până la or. Râbnîța. Viteza de curgere a apei variază între 0,28 – 1,34 m/s Transparența apei este foarte variabilă, în perioada viiturilor reducându-se până la 5 cm [9, 69, 148].

Sectorul mijlociu al lacului (de la orașul Râbnîța până la s. Țâbuleuca) are o întindere de cca 50 km și lățimea de 350-600 m. Viteza medie de curgere a apei variază în limitele 5-30 cm/s Aici influența dinamică a nivelului apelor mari de viitură se manifestă slab, deoarece acesta întrece doar puțin NNR (nivelul normal de retenție). La niveluri foarte ridicate ale apelor mari de

primăvară, când surplusul de apă se evacuează din lac, se formează o pantă bine exprimată a suprafeței apei și se restabilește provizoriu regimul hidrologic natural. Malurile sunt deschise, domoale, cu o zonă litorală lată. În multe locuri de pe acest sector, profilul transversal al albiei naturale a suferit mari schimbări din cauza colmatării [9, 148].

Sectorul inferior al lacului de acumulare începe de la s. Țâbuleuca și este cel mai scurt sector, lungimea nu depășește 30 km la o lățime medie de 0,8-1,5 km. În regiunea satului Molovata sectorul se lărgeste până la 2 km. Adâncimile aici sunt mari – 8-10 m iar pe locul albiei naturale a râului ajunge până la 10-15 m viteza de curgere – 10 cm/s. Regimul de nivel al lacului de acumulare este determinat în special de regimul Nistrului și de regimul de umplere și descărcare a acumulării. În lacul de acumulare Dubăsari au fost identificate 40 de specii și subspecii de pești aparținând la 9 familii, inclusiv 12 specii de importanță economică (știuca, plătica, sânger și novac, crap) [69, 148].

Lacul de acumulare Cuciurgan

Lacul de acumulare Cuciurgan se folosește ca bazin refrigerent al CTE Moldovenești din anul 1964. Lungimea lui este de 14-20 km, lățimea de 3- 4 km. Suprafața lacului este de 2730 ha, volumul 88 mln m³, iar adâncimea maximală 5 m. Pentru a menține un nivel constant de apă în lac, a fost delimitat de lunca Nistrului de cinci metri de baraj. Astfel, la gura de vărsare naturală s-a transformat într-un rezervor artificial cu volum reglabil de apă. Alimentarea cu apă a lacului este asigurată de brațul Turunciuc al fl. Nistru, periodic și de râulețul Cuciurgan [43].

Acest lac se împare în 3 sectoare: superior, mijlociu și inferior. Suprafața lor alcătuiește corespunzător 580, 800 și 1350 ha, iar adâncimea medie 2,5; 3,0 și 3,5 m [43].

În pofida sarcinii termice și acțiunea altor factori antropogeni, lacul de baraj Cuciurgan se caracterizează printr-o bogată componentă a hidrobionților. Cantitatea bacterioplanctonului variază de la 0,8 până la 4,74 mln cel/l. Protozoarele planctonice și bentonice se caracterizează printr-o diversitate taxonomică înaltă- 162 specii. Zooplanctonul este reprezentat de 101 specii, cu densitatea numerică medie 417,8 mii ex/m² și biomasa 2,6 g/m². În componenta biocenozei lacului au fost identificate 158 specii zoobentonice, care au fost prezente mai mult de oligochete, chironomide și moluște [43].

Râul Prut (sectorul mijlociu și inferior)

Prut este al doilea dup mărime râu din Republica Moldova. Bazinul râului acoperă mai mult de 24% din suprafața țării. Râul Prut, cu o lungime de 967 km, izvorăște din Carpații din Ucraina, de unde curge spre est, o mare parte din curs fiind apoi pe direcția sud-est. Se varsă în Dunăre lângă or. Reni, la est de orașul Galați. Formează graniță între România și Republica

Moldova. Afluenții râului Prut din Republica Moldova (de stânga): Medvedka, Larga, Vilia, Lopatinka, Draghiște, Ciugur, Camenca, Nîrnova, Lapușnița, Sărata, Tigheci [23, 219].

În cursul său inferior este un râu tipic montan, valea lui e îngustă cu versanți înalți și abrupti, curgerea rapidă, iar în albie se întâlnesc multe praguri. În cursul de mijloc Prutul formează meandre, în lunca sa are viteza de 1,5 m/s, iar pe un sector mic unde întreținea șirul de recife, valea Prutului se îngustează pînă la cîteva sute de metri căpătînd formă de chei [219].

Mai spre sud valea râului se lărgeste pînă la 5-6 km, cursul devine liniștit, malurile nu sînt înalte, capătă formă simetrică pe versanți sînt bine exprimate terasele. În cursul său inferior valea râului Prut se lărgeste considerabil pînă la 8-10 km râul formează meandre, se ramifică în brațe versanții devin mai domoli pe alocuri fragmentați de ravene, lățimea albiei variază între 50 și 180 m, adîncimea maximă e de 6-7 m iar viteza se micșorează pînă la 0,7 m/s.

Partea superioară a bazinului, pînă la or. Deleatin, și cea stîngă, pînă la confluența cu r. Ceremoș, sunt situate în limitele Carpaților Păduroși, sau Carpaților de Est. Suprafața dată a bazinului prezintă un lanț montan cu versanți abrupti, pînă la vertical, puternic dezmembrați de văile râurilor și pîraielor (densitatea rețelei de drenaj este de 1,0-1,25 km/km²). Partea stîngă a bazinului și restul părții drepte se află pe podișul Volîno-Podolian (Pokutie). Relieful acestui sector este deluros, traversat de multe văi și vîlcele (densitatea rețelei de drenaj este de 1,0-1,1 km/km²). Dealurile au o înălțime de la 15-20 pînă la 60-100 m, contururi rotunjite cu versanți nu prea abrupti. În depresiunile dintre dealuri se întâlnesc mici mlaștini și lacuri [219].

Mai la sud, de-a lungul Prutului, printr-o fișie îngustă se întinde Cîmpia Prutului de Mijloc și Cîmpia Prutului Inferior, care se termină cu un sector îngust de plauri imense în aval de or. Cahul. Aceste cîmpii prezintă terase vechi cu o înălțime de 150-200 m. abs., dezmembrate de numeroși afluenți, ravene și vîlcele. Mai la sud s. Sculeni din partea de vest se alipește Podișul Moldovei Centrale. Acest podiș (Codrii) este puternic dezmembrat de văile adînci ale râurilor, de numeroase ravene și vîlcele, de nenumăratele alunecări de teren din partea superioară a dealurilor. O particularitate specifică a reliefului Codrilor este succesiunea cumpenelor de apă lungi și înguste, cu văile adînci și lungi ale râurilor. În limitele teritoriului 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. Circa 35% din suprafața bazinului sunt ocupate de păduri de foioase și conifere. În Carpații Păduroși este bine exprimată zonalitatea verticală. La poalele munților cresc păduri din frasin, carpen, stejar de vară și stejar de iarnă, acesta din urmă specific Europei de Vest. Aceste păduri se ridică pînă la 600 m, dar se schimbă puțin după compoziție. Partea stîngă a bazinului

este, în special, deschisă, valorificată (terenuri arabile) și numai izolat se întâlnesc mici masive de păduri de foioase [219].

Studierea regimului hidrologic al râului Prut, al doilea râu după mărime și importanță în Republica Moldova, se efectuează în trei țări: Ucraina - la posturile hidrometrice de la localitățile Kremenșy, Iaremcea, Kolomiya, Sneatyn, Cernăuți; în România - la posturile hidrometrice de la Rădăuți, Bivolari, Ungheni, Drînceni, Fălciu ș.a.; în Moldova - la posturile active și în prezent - Șirăuți, Corpaci, Braniște, Ungheni, Leușeni, Leova, Brînza. Materialele observațiilor sunt publicate în edițiile respective ale CSA. Mersul anual al nivelurilor de apă se caracterizează prin creșteri în primăvară, condiționate de topirea zăpezilor și viituri frecvente de vară - căderea ploilor puternice. Pentru perioada de toamnă sunt specifice niveluri mai joase și mai stabile, care la rândul său, uneori, tot sunt încălcate de viituri pluviale [219].

Nivelul maxim de apă se observă în perioada viiturilor pluviale, care se formează, în special în partea montană a bazinului, unde cad cca 1000 mm de precipitații pe an. Înălțimea medie a nivelurilor înalte peste NAS constituie 1,2-5,7 m. Viituri deosebit de mari pot fi considerate cele, care au avut loc în 1911, 1913, 1932, 1941, 1948, 1949, 1955, 1969, 1973, 1991, 1994 și 2006 (numai în cursul inferior, datorită regimului fl. Dunărea). Niveluri înalte se observă și în perioada apelor mari de primăvară. Creșterea nivelurilor are loc foarte intensiv (până la 4 m/zi în 1901 la or. Iaremcea). De regulă, creșterile de nivel ale apelor mari de primăvară pe sectorul din Republica Moldova se încadrează în limitele 0,5-2,5 m peste NAS [219].

Turbiditatea medie a apei crește în direcția cursului râului astfel la or. Cernăuți este de 420 g/m^3 , iar la or. Ungheni - 750 g/m^3 . În anul 1969 cu scurgerea cea mai mare de aluviuni în suspensie, turbiditatea medie anuală la or. Cernăuți a fost de 3100 g/m^3 . Turbiditate foarte înaltă se observă în perioada trecerii viiturilor pluviale intensive. Drept exemplu poate servi viitura din iunie 1965, când gradul de saturare cu aluviuni în suspensie a fost de 12000 g/m^3 la or. Ungheni [219].

Râul transportă o cantitatea maximă de aluviuni în suspensie în perioada apelor mari de primăvară (45-50%) și a viiturilor de vară (35-45%). În unii ani scurgerea de aluviuni în perioada de vară o poate depăși pe cea din perioada de primăvară. Astfel, la or. Iaremcea, în 1969, numai în iunie scurgerea de aluviuni a constituit 94% din suma anuală. În anii secetoși până la 70-80% din scurgerea anuală a aluviunilor se formează în perioada de primăvară-iarnă. Numărul de zile din an cu turbiditate sporită, ca de altfel și concentrația aluviunilor în suspensie, crește de la izvor spre gura râului. În 1965 o turbiditate mai mare de 500 g/m^3 la or. Iaremcea s-a menținut 4 zile, la or. Cernăuți - 57 zile, la or. Ungheni - 105 zile, la or. Leova - 121 zile. Debitul mediu de

apă pentru toată perioada de observații crește de-a lungul râului în felul următor: or. Cernăuți - 74,6 m³/s; s. Corpaci - 78,5 m³/s; or. Ungheni - 82,0 m³/s; or. Leova - 84,0 m³/s Amplitudinea oscilațiilor debitelor anuale este variată: or. Cernăuți - 26-177; s. Corpaci - 42-128; or. Ungheni - 48-140; 54-141 m³/s în or. Leova.

Pe suprafața bazinului de pe teritoriul Republicii Moldova există cca 1100 lacuri de acumulare. Lacurile sunt concentrate, preponderent, în cursul inferior al râului. O atenție deosebită merită lacul Beleu, care găzduiește rezervația științifică „Prutul de Jos”. Râul Prut se remarcă printr-o bogată ihtiofaună reprezentată prin: crap, caras argintiu, roșioară, șalău, biban. În timpul migrației apar și alte specii, cum ar fi: morunașul, scobarul, sabita și porcușorul. În bălțile neamenajate ale Prutului viețuiesc specii precum: caracuda, linul, oblețul și foarte rar poate fi pescuită și cega [219].

2.3. Concluzii la capitol 2.

1. În timpul investigațiilor efectuate în perioada anilor 2010 - 2015 au fost colectate 274 probe de fitoplancton din fluviul Nistru (sectorul mijlociu și inferior), 102 probe din lacul de acumulare Dubăsari (sectorul superior, mijlociu și inferior), 55 probe din lacul de acumulare Cuciurgan (sectorul superior, mijlociu și inferior) și 425 probe din r. Prut (sectorul mijlociu și inferior).
2. În scopul evaluării producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice au fost efectuate 114 serii de experimente la 8 stații situate în sectorul mijlociu și inferior al fl. Nistru, 7 stații situate în sectorul mijlociu (43 experimente) și inferior (108 experimente) al r. Prut și câte 3 stații în lacurile de acumulare Dubăsari (45 experimente), Cuciurgan (12 experimente). Sunt descrise metodele care au fost utilizate în colectarea și procesarea probelor de fitoplancton și metodele de efectuare a experimentelor pentru evaluarea producției primare a fitoplanctonului și destrucției substanțelor organice din ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova.
3. Sunt descrise metodele și principiile de evaluare a gradului de troficitate și calității apei în baza parametrilor cantitativi și funcționali ai fitoplanctonului. Prelevare și procesarea probelor a fost efectuată conform metodelor unificate de colectare și prelucrare a probelor hidrobiologice de teren și experimentale.
4. Sunt prezentate caracteristicile fizico-geographice, hidrologice, hidrochimice, hidrobiologice ale fluviu Nistru, râului Prut și lacurilor de acumulare Dubăsari și Cuciurgan.

3. DIVERSITATEA FITOPLANCTONULUI ȘI GRADUL DE TROFICITATE A ECOSISTEMELOR ACVATICE DIN BAZINUL FLUVIULUI NISTRU ȘI AL RÂULUI PRUT

3.1. Diversitatea speciilor de alge planctonice în contextul stării ecologice a ecosistemelor acvatice

Biodiversitatea este una dintre principalele criterii de evaluare a stabilității ecosistemului. Diversitatea comunităților de organisme acvatice este un indice al complexității ecosistemelor și al stării lor ecologice. Structura calitativă a comunităților de fitoplancton se modifică în dependență de schimbările factorilor de mediu, în special odată cu intensificarea impactului factorilor antropici, care se manifestă prin eutrofizare și poluarea ecosistemelor [1, 2, 3, 113]. Comunitățile fitoplanctonice au o sensibilitate relativ ridicată la nivelurile de poluare, măsurată prin indicatorii chimici și biologici de calitate a apei.

Diversitatea speciilor este foarte dinamică în timp și spațiu. Totodată trebuie de menționat că într-o hidrobiocenoză cu diversitate a speciilor ridicată, resursele sunt mai bine utilizate datorită specializării diferitor hidrobionți în utilizarea anumitor resurse. Cea mai mare diversitate a speciilor de fitoplancton se observă în lunile iulie și august, în timpul maxim de încălzire a apelor și prezenței reprezentanților din majoritatea filurilor de alge [176]. În perioada de toamnă contribuție semnificativă, atât în formarea efectivului cât și a biomasei fitoplanctonului aduc algele diatomee. Abundența totală ridicată a fitoplanctonului datorită numărului mare de specii din componența cianobacteriilor sugerează prezența proceselor de eutrofizare, adică pătrunderea în ecosistemele acvatice a substanțelor nutritive și, ca urmare, dezvoltarea intensă a algelor planctonice [143]. Activitatea antropică a cauzat dereglări în funcționarea ecosistemelor care s-au răsfrânt asupra diversității specifice.

Sucesiunile speciilor de alge din componența fitoplanctonului se repetă de la an la an, fiind observate diferențe, care în mare măsură sunt de natură cantitativă și sunt cauzate de capacitatea diferită de dezvoltare a populațiilor de alge sau de modificarea condițiilor de mediu [23, 96, 109].

Pe parcursul anilor 2010-2015 au fost studiată diversitatea fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din fl. Nistru (sectorul mijlociu și inferior al fluviului, lacul de acumulare Dubăsari și lacul de acumulare Cuciurgan) și r. Prut (sectorul mijlociu și inferior). Astfel în componența fitoplanctonului au fost identificate 211 specii de alge planctonice. Din totalul menționat filumului *Bacillariophyta* îi revin 36%, filumul *Chlorophyta* alcătuiește 41%, la filumul *Cyanophyta* se referă 10%, iar filumul *Euglenophyta* constituie 9%. Filurile *Chrysophyta*,

Xanthophyta și *Dinophyta* au înregistrat o diversitate mai redusă constituind în total doar 4% (Tabelul 3.1.). Pe parcursul perioadei de vegetație în componența fitoplanctonului a fost atestată ponderea algelor bacilariofite, clorofite, cianofite și euglenofite. Algele din filumurile *Chrysophyta*, *Xanthophyta* și *Dinophyta* se dezvoltă nesemnificativ.

Tabelul 3.1. Diversitatea fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din bazinul fluviului Nistru și râului Prut în perioada anilor 2010-2015

Filumuri	Fluviul Nistru	Lacul Dubăsari	Lacul Cuciurgan	Râul Prut
<i>Cyanophyta</i>	12	12	14	15
<i>Chrysophyta</i>	1	1	-	1
<i>Bacillariophyta</i>	57	49	31	53
<i>Xanthophyta</i>	-	-	3	1
<i>Pyrrophyta</i>	3	2	4	1
<i>Euglenophyta</i>	12	11	11	18
<i>Chlorophyta</i>	52	45	54	62
Total	137	120	117	151

Dendrograma afinității exprimă gradul de similitudine a comunităților de fitoplancton din diferite ecosisteme acvatice, în perioada anilor 2010-2015, condiționat de numărul speciilor comune. În vederea estimării gradului de similitudine a componenței fitoplanctonului au fost comparate următoarele ecosisteme acvatice: sectorul mijlociu și inferior al fl.Nistru, sectorul superior, mijlociu și inferior al lacului de acumulare Dubăsari, sectorul mijlociu și inferior al r.Prut.

Cea mai înaltă valoare a indicelui de similaritate Sorensen (70%) a fost stabilită pentru stația Camenca din sectorului mijlociu al fl.Nistru și stația Erjova din sectorului superior a lacului de acumulare Dubăsari (clasterul I) (Figura 3.1.).

Componența fitoplanctonului în aceste stații este asemănătoare deoarece în sectorul superior al lacului de acumulare Dubăsari fitoplanctonul este adus cu curentul de apă din sectorul mijlociu al fl. Nistru și își păstrează caracterul reofil. Structura comunităților algale se schimbă lent în sectorul mijlociu și inferior al lacului. Speciile similare și mai des întâlnite în aceste stațiuni au fost: *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Asterionella formosa* Hass, *Cocconeis placentula* Ehr. var.*placentula*, *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. var. *olivaceum*, *Euglena polymorpha* Dang., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*.

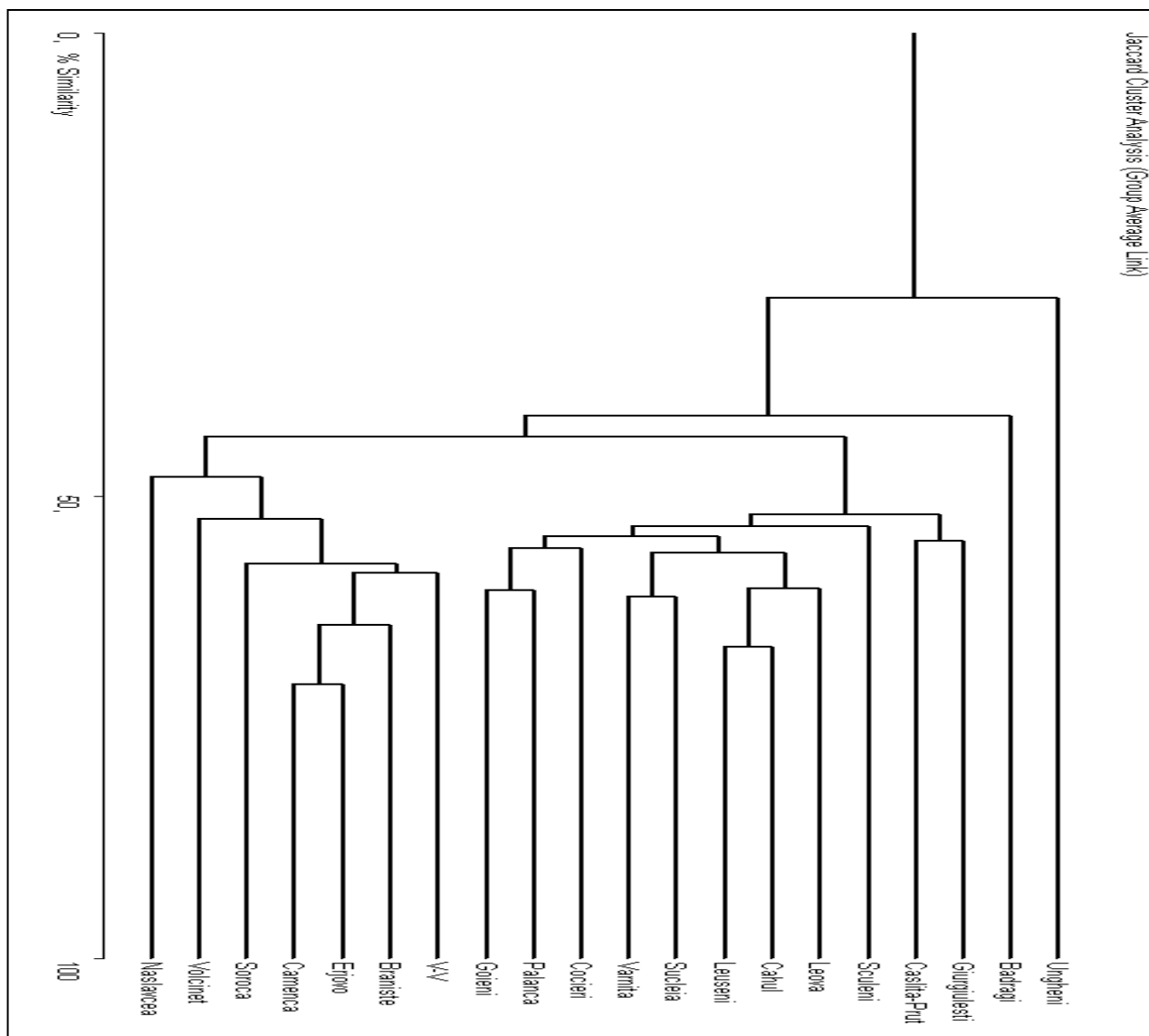


Fig. 3.1. Dendrograma afinității speciilor de alge planctonice între ecosistemele acvatice: **fl.Nistru**: Naslavcea, Volcineț, Sorocea, Camenca, Vadul-lui-Vodă (V-V), Varnița, Sucleia, Palanca; **lacul de acumulare Dubăsari**: Erjova, Goieni, Cocieri; **r.Prut**: Badragi, Braniște, Sculeni, Ungheni, Leușeni, Leova, Cahul, Cășlița-Prut, Giurgiulești în anii 2010-2015.

La stațiile Volcineț, Sorocea din sectorul mijlociu al fl.Nistru și stația Vadul-lui-Vodă din sectorul inferior al fl.Nistru indicele de similitudine al fitoplanctonului a fost de 57%, în pofida amplasării între ele a lacului de acumulare Dubăsari, care influențează considerabil structura fitoplanctonului în sectorul situat în avalul acestuia. La st. Naslavcea are valori ale indicelui de similaritate mai scăzute și constituie cca 45%, cauzat de impactul hidrocentralei “Dnestrovsk” și temperaturilor mai scăzute în perioada de vară până la 18 °C. În componența fitoplanctonului a fost înregistrată ponderea speciilor din grupa *Bacillariophyta*: *Cyclotella Kuetzingiana* Thw.,

Diatoma vulgare Bory var.vulgare, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. var. ulna, *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. acicularis.

Clasterul II este reprezentat de stațiile Goieni și Cocieri din sectorul mijlociu și inferior al lacului Dubăsari și st. Palanca din sectorul inferior al fl.Nistru cu valoarea indicelui de similaritate de 53%. Specii similare mai des întâlnite în aceste stațiuni au fost: *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f.flos-aquae, *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl., *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Strombomonas fluviatilis* (Lemm.) Defl. var. fluviatilis, *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein. var. hispida, *Closterium gracile* Breb. f.gracile, *Glenodinium gymnodinium* Penard. Speciile menționate sunt caracteristice mai mult pentru ecosistemele lacustre, deaceia putem presupune, că ele se dezvoltă la stația Palanca din cauza influenței limanului Nistrului.

Clasterul III este reprezentat de stațiile Varnița și Sucleia situate în sectorului inferior al fl.Nistru (60%), care împreună cu clasterul II formează un claster comun la nivelul valorii indicelui de similitudine de 55%. Valori ridicate ale indicelui de similaritate se explică prin faptul că stațiile sunt situate consecutiv pe cursul fluviului, iar condițiile de existență a fitoplanctonului sunt asemănătoare. Cele mai întâlnite specii de algele planctonice atestate la aceste stații au fost: *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. var.olivaceum, *Rhoicosphenia curvata* (Kutz.) Grun. var. curvata, *Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh. var. acuminatum, *Scenedesmus quadricauda* Turp. var. quadricauda, *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. acicularis.

Pentru râul Prut a fost înregistrat clasterul - IV reprezentat de similaritatea dintre stațiile Leușeni din sectorul mijlociu al r.Prut și st. Cahul din sectorului inferior al r.Prut cu valori ale indicelui afinității Sørensen de 66%, la care se alătură st. Sculeni și st. Leova cu valoarea indicelui de similaritate de 55%. Speciile de fitoplancton similare și mai des întâlnite la stațiile menționate au fost: *Asterionella formosa* Hass, *Navicula cryptocephala* Kutz. var.cryptocephala, *Nitzschia sigmoidea* (Ehr.) W.Sm. var.sigmoidea, *Melosira italica* (Ehr.) Kutz. var. italica, *Diatoma vulgare* Bory var.vulgare, *Surirella robusta* Ehr. var.robusta.

Clasterul V este format între stațiile sectorului inferior al r.Prut Câșlița-Prut și Giurgiulești pentru care valoarea indicelui de afinitate a constituit 54%. Speciile similare mai des întâlnite în aceste stații au fost: *Amphora ovalis* Kutz. var.ovalis, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var.palea, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. var.ulna, *Fragillaria virescens* Ralfs var. virescens, *Surirella robusta* var. splendida Ehr.

Cea mai scăzută valoare a indicelui de similaritate a fitoplanctonului (32%) a fost înregistrată pentru stațiile Badragi și Ungheni din sectorul mijlociu al r.Prut. Acesta se explică

prin faptul că componența și structura cantitativă a fitoplanctonului la st. Braniște, situată în avalul lacului de acumulare Costești-Stânca este influențată considerabil de diversitatea și structura fitoplanctonului din sectorul inferior al lacului.

Indicele α (alfa) sau diversitatea intrabiotopică calculat pentru diferite stații situate pe fl.Nistru și lacul de acumulare Dubăsari, a înregistrat valori mai ridicate pentru sectorul mijlociu și inferior al lacului Dubăsari și st. Palanca (sectorul inferior al fl.Nistru).

Pe parcursul anilor 2010-2015 au fost comparate ecosistemele acvatice după frecvența diferitor specii de alge planctonice. Valorile indicilor similarității în sectorul mijlociu și sectorul inferior al fl. Nistru au constituit 56%. Componența fitoplanctonului la st. Camenca (sectorul mijlociu al fl. Nistru) este foarte asemănătoare cu cea din sectorul superior al lacului de acumulare Dubăsari, indicele similarității constituind cca 35%. Pentru fitoplanctonul atestat în sectorul inferior al lacului de acumulare Dubăsari și st. Vadul-lui-Vodă (sectorul inferior al fl. Nistru) valoarea indicelui de similaritate a fost de 47%. Similitudinea între fitoplanctonul sectorului mijlociu și sectorului inferior al r. Prut a constituit cca 61% (Figura 3.2.).

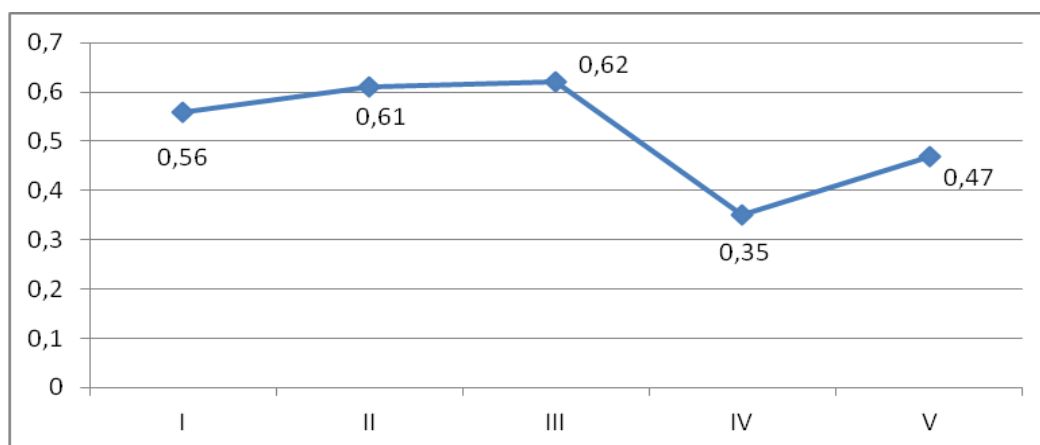


Fig. 3.2. Valorile indicilor similarității ecosistemelor acvatice (fl. Nistru, lacul de acumulare Dubăsari și r.Prut) în perioada anilor 2010-2015

Notă: I – sectorul mijlociu cu sectorul inferior al fl. Nistru; II- sectorul mijlociu cu sectorul inferior al r.Prut; III- fl. Nistru cu r.Prut; IV- Camenca cu sectorul superior al lacului de acumulare Dubăsari; V- sectorul inferior al lacului de acumulare Dubăsari cu Vadul-lui-Vodă.

În perioada investigațiilor 2010-2015 în componența fitoplanctonului **fluviului Nistru** au fost identificate 137 specii și varietăți de alge planctonice (Tabelul A1.1.) care se referă la următoarele grupe taxonomice: *Cyanophyta*-12, *Chrysophyta*-1, *Bacillariophyta*-57, *Pyrrophyta*-3, *Euglenophyta*-12, *Chlorophyta*-52 (*Volvocales*-3, *Chlorococcales*-43, *Desmidiaceae*-5,

Ulothricales -1). Pe parcursul perioadei de vegetație au dominat algele diatomee, verzi, cianofite și euglenofite, reprezentanții altor grupe de alge au evoluat în mod nesemnificativ. A fost atestată majorarea diversității algelor planctonice de la stația Naslavcea până la Palanca. În sectorul inferior al fl. Nistru în comparație cu cel mijlociu apar mai des specii de alge din grupele *Pyrrophyta* și *Chlorophyta* (*Desmidiaceae* și *Ulothricales*) (Tabelul 3.2.).

Tabelul 3.2. Diversitatea speciilor de fitoplancton în fl. Nistru în perioada anilor 2010-2015

	sectorul mijlociu al fl. Nistru				sectorul inferior al fl. Nistru			
Grupe de alge	Naslavcea	Volcineț	Soroca	Camena	Vadul-lui-Vodă	Varnița	Sudeia	Palanca
<i>Cyanophyta</i>	5	5	7	6	4	8	7	6
<i>Chrysophyta</i>	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Bacillariophyta</i>	34	33	39	35	27	41	34	31
<i>Pyrrophyta</i>	2	-	-	-	1	2	1	1
<i>Euglenophyta</i>	3	3	4	3	3	3	3	8
<i>Chlorophyta:</i>								
<i>Volvocales</i>	1	1	3	2	3	3	3	2
<i>Chlorococcales</i>	11	7	13	14	13	20	26	27
<i>Ulothricales</i>	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Desmidiaceae</i>	2	-	-	-	1	-	2	1
Total	57	49	66	61	52	78	76	77

Cele mai des întâlnite specii de alge planctonice în fl. Nistru au fost: *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Cocconeis placentula* Ehr. var. *placentula*, *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm. var. *solea*, *Cymbella lanceolata* (Ehr.) V.H. var. *lanceolata*, *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. var. *olivaceum* (Figura 3.3.), *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. var. *ulna* (Figura 3.4.), *Synedra acus* Kutz. var. *acus*, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw. (Figura 3.5.), *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*, *Rhoicosphenia curvata* (Kutz.) Grun. var. *curvata*, *Navicula cryptocephala* Kutz. var. *cryptocephala*, *Scenedesmus quadricauda* Turp. var. *quadricauda*, *Monoraphidium contortum* Thur., *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein. var. *hispida*.



Fig. 3.3. *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. var. *olivaceum* (foto Tumanova D. (mărire 15x40))



Fig. 3.4. *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. var. *ulna* (foto Tumanova D. (mărire 15x40))



Fig. 3.5. *Cyclotella Kuetzingiana* Thw. (foto Tumanova D. (mărire 15x40))

În diferite perioade ale cercetărilor componența algelor dominante și rar întâlnite s-a modificat considerabil. Fitoplanctonul fluviului Nistru se dezvoltă în cantități diferite pe tot parcursul anului, maximul de dezvoltare al speciilor de alge a fost înregistrat în perioada de primăvară și vară. Iarna în condițiile de dezvoltare sub podul de gheață fitoplanctonul fl. Nistru este foarte sărac și constă în majoritate din alge bacilariofite și clorococcoficee, numărul cărora nu depășește câteva zeci de celule pe litru. În perioada de primăvară, când temperatura aerului și respectiv a apei crește până la 18 °C, începe perioada de vegetație, în care se observă dezvoltarea mai intensă a algelor bacilariofite, clorofite și euglenofite.

În decursul perioadei de vegetație diversitatea speciilor de fitoplancton al fluviului Nistru variază considerabil sub influența regimului hidrologic, condițiilor climaterice și gradului de poluare al apei. Un impact semnificativ asupra diversității speciilor și dezvoltării cantitative a fitoplanctonului fluviului Nistru au lacurile de acumulare Dniestrovsk și Dubăsari, situate în sectorul mijlociu a fl. Nistru.

În vederea determinării stării ecologice a fl. Nistru prin evaluarea diversității comunităților de alge planctonice a fost calculat indicele Shannon Wiener (H) în baza parametrilor calitativi și cantitativi ai fitoplanctonului. Actualmente, în literatura de specialitate sunt recomandați și utilizați mai mulți indici de diversitate, însă cel mai frecvent utilizat și mai informativ este indicele Shannon Wiener [151]. Avantajul acestui indice constă în concepția conținutului său informativ și în claritatea în care sunt determinate componentele diversității - bogăția elementelor sistemului (specifică, fenotipică, ecomorfă ș.a.) și uniformitatea prezentării elementelor sistemelor după anumite caractere (relații, frecvență, probabilitate p_i). Interpretarea informativă a indicelui Shannon constă în faptul că diversitatea este tratată ca fiind cantitatea

informației ce revine unui individ, fiind inclusă în distribuția pe specii, indivizi sau energie în lanțurile trofice.

La schimbarea parametrilor de mediu, și mai ales, a luminii, temperaturii și nutrienților se modifică numărul de specii. Formele dominante modifică substanțial mediul și determină ponderea legăturilor biotice. Stabilitatea comunității este determinată de stabilitatea populațiilor speciilor dominante. Pe de altă parte, schimbarea dominantei nu produce transformări radicale în comunitate și poartă caracter de fluctuații. Influenței factorilor de mediu sunt supuse în primul rând speciile edificatoare, activitatea vitală a cărora determină structura și raportul celorlalte specii și diversitatea comunității în întregime. Indicele propus de Shannon însă nu este sensibil pentru speciile rar întâlnite. Dacă în biocenoză apare, în plus, o specie reprezentată printr-un număr redus de indivizi, entropia se modifică foarte puțin. Cu cât o biocenoză are mai multe specii, cu frecvențe relative asemănătoare ca valoare, cu atât diversitatea calculată cu utilizarea acestui indice este mai mare.

Pe parcursul cercetărilor în sectorul mijlociu și inferior al fl. Nistru în perioada anilor 2010-2015 a fost stabilit că valorile indicelui diversității Shannon Wiener au variat în aspect sezonier și multianual. În sectorul mijlociu valorile indicelui Shannon, calculat conform valorilor biomasei fitoplanctonului (H_b) au variat în limitele 2,34-4,01 în perioada de primăvară, între 1,29-3,74 în perioada de vară și de la 0,43 până la 3,81 în perioada de toamnă, fiind mai ridicate în primăvara anului 2012 (4,01) datorită numărului mare de specii la st. Camenca (28 specii), cele mai scăzute valori au fost înregistrate la Naslavcea în toamna anului 2010 (0,43), când numărul de specii era de 10 (Tabelul 3.3.).

Indicele Shannon calculat după efectivul speciilor de alge (H_n) a oscilat în limitele 0,5-3,57 în perioada de primăvară, între 0,59-3,53 în perioada de vară și de la 0,43 până la 3,81 în perioada de toamnă. Conform numărul de specii identificate se poate observa că valorile maxime ale indicelui Shannon a fost atestate în perioada de primăvară, iar cele minime în perioada de toamnă când fitoplanctonul fl. Nistru a fost mult mai sărac. Cea mai înaltă diversitate a speciilor a fost atestată în perioada de primăvară la stațiile: Naslavcea-17, Volcineț-20, Soroca-21, Camenca-28.

În sectorul inferior fl. Nistru valorile indicelui diversității Shannon (H_n) au oscilat de la 1,76 până la 3,83 în perioada de primăvară, între 0,83-3,65 în perioada de vară și în limitele 0,36-2,9 în perioada de toamnă, fiind mai ridicate în anul 2010 la stația Varnița și la st. Palanca în anul 2011 în perioada de primăvară.

Tabelul 3.3. Variațiile sezoniere ale indicelui diversității Shannon Wiener
în fl. Nistru în perioada 2010-2015

Stații	primăvara			vara			toamna		
	H _b	H _n	Nr.sp	H _b	H _n	Nr. sp.	H _b	H _n	Nr. sp.
sectorul mijlociu									
Naslavcea	2,34- 3,49	0,6- 3,49	8-17	1,29- 3,22	1,62- 3,35	10-13	0,43- 2,68	1,27- 2,59	6-10
Volcineț	2,56- 3,49	1,0- 3,08	8-20	1,85- 3,21	1,6- 3,24	8-14	1,92- 3,07	0,9-2,4	6-14
Soroca	2,66- 3,69	0,5- 3,57	16-21	2,19- 2,97	0,59- 3,53	13-19	2,06- 3,81	1,45- 2,29	8-22
Camenca	2,37- 4,01	1,69- 3,5	15-28	3,18- 3,74	1,28- 3,21	13-23	1,53- 3,33	2,18- 3,03	7-18
sectorul inferior									
Vadul-lui-Vodă	2,22- 3,41	1,76- 3,44	10-19	1,69- 3,14	0,83- 2,95	7-16	1,45- 2,08	0,36- 2,56	5-13
Varnița	2,6- 3,82	1,8- 3,89	14-24	2,89- 3,66	1,76- 3,48	17-32	1,94- 3,2	0,56- 2,9	10-17
Sucleia	2,58- 3,4	2,8- 3,36	15-21	2,61- 3,58	2,97- 3,65	16-30	2,09- 3,32	1,24- 2,5	6-14
Palanca	2,4- 3,68	2,9- 3,83	11-26	2,04- 3,74	2,66- 3,64	13-24	2,7- 2,92	1,15- 2,2	10-13

Conform biomasei fitoplanctonului valorile indicelui Shannon (H_b) în perioada de primăvară au variat în limitele 2,22-3,82, în perioada de vară între 1,69-3,74, iar în perioada autumnală de la 1,45 până la 3,32. Valoarea maximală a indicelui H_b (3,82) au fost registrate la stația Varnița în perioada de primăvară, iar cea minimală (1,45) în perioada de toamnă la stația Vadul lui Vodă. Numărul maximal de specii în componența fitoplanctonului a fost stabilit în perioada de vară (32 specii), iar cel minimal în perioada de toamnă (5 specii). Cea mai înaltă diversitate a speciilor de alge planctonice a fost atestată în perioada de primăvară la Palanca (26) și în perioada de vară la stațiile Varnița-32 și Sucleia-30.

Componența fitoplanctonului **lacului Dubăsari** în perioada anilor 2010-2015 a fost reprezentată de 120 specii și varietăți intraspecifice de alge (Tabelul A1.1.), care se referă la 6 filumuri: *Cyanophyta*-12, *Chrysophyta*-1, *Bacillariophyta*-49, *Pyrrophyta*-2, *Euglenophyta*-11, *Chlorophyta*-45 (*Volvocales*-3, *Chlorococcales*-37, *Desmidiaceae*-5). N-au fost întâlnite în componența fitoplanctonului lacului specii din filumul *Xanthophyta* și din ordinul *Ulothrichales* al filumului *Chlorophyta*, care a fost registrate în anii precedenți (1954-2009) [14, 15]. Baza floristica a fitoplanctonului a fost constituită din reprezentanții filurilor *Bacillariophyta* și *Cyanophyta*. Cea mai ridicată diversitate a fitoplanctonului a fost atestată în sectorul mijlociu al lacului Dubăsari (Tabelul 3.4.).

Tabelul 3.4. Diversitatea speciilor de fitoplancton în lacul de acumulare Dubăsari
în perioada anilor 2010-2015

Grupe de alge	sectorul superior	sectorul mijlociu	sectorul inferior
<i>Cyanophyta</i>	7	10	7
<i>Chrysophyta</i>	-	1	-
<i>Bacillariophyta</i>	34	42	43
<i>Pyrrophyta</i>	1	2	1
<i>Euglenophyta</i>	4	9	7
<i>Chlorophyta</i> :			
<i>Volvocales</i>	3	3	3
<i>Chlorococcales</i>	19	24	22
<i>Desmidiaceae</i>	1	4	3
Total	69	95	86

În componența fitoplanctonului lacului de acumulare Dubăsari cele mai des întâlnite au fost speciile: *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*, *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl., *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm. var. *solea*, *Navicula cryptocephala* Kutz. var. *cryptocephala* (Figura 3.7.), *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*, *Nitzschia sigmaidea* (Ehr.) W.Sm. var. *sigmaidea*, *Synedra acus* Kutz. var. *acus*, *Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh. (Figura 3.8.), *Euglena polymorpha* Dang. (Figura 3.6.), *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein. var. *hispida*, *Trachelomonas intermedia* Dang. f. *intermedia*, *Coelastrum microporum* Nageli, *Lagerheimia wratislaviensis*

Schroed. var. *wratislaviensis*, *Monoraphidium contortum* Thur., *Oocystis lacustris* Chod., *Scenedesmus quadricauda* Turp. var. *quadricauda*, *Closterium gracile* Breb. f. *gracile*.



Fig. 3.6. *Euglena polymorpha* Dang.
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))



Fig. 3.7. *Navicula cryptocephala* Kutz.
var. *cryptocephala*
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))



Fig. 3.8. *Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh.
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))

Dinamica sezonieră a fitoplanctonului lacului de acumulare Dubăsari este împărțită în patru faze principale, care prin condițiile hidrologice corespund perioadelor de circulație a apei în perioada de primăvară, toamnă, și de stagnare a maselor de apă în perioada de vară și iarnă. Perioada de iarnă se suprapune cu perioada de înghețare a apei, care continuă în medie 3-5 luni (de la sfârșitul lunii noiembrie până la sfârșitul lunii martie), și care se caracterizează prin dezvoltarea redusă a fitoplanctonului și respectiv cu valori nesemnificative ale efectivului și ale biomasei.

Perioada de primăvară începe la sfârșitul lunii martie când apă începe să se încălzească datorită creșterii radiației solare continuă până la stabilirea stratificării termice în luna iunie, când temperatura apei atinge 10 °C. În condițiile când conținutul elementelor nutritive este maximal, în perioada de primăvară, se observă maximul dezvoltării fitoplanctonului în principal datorită dezvoltării speciilor cu creștere rapidă [86].

Perioada de vară începe cu stabilirea stratificării termice la sfârșitul lunii mai-începutul lunii iunie, și durează până la sfârșitul lunii august, când se atestă cea mai mare diversitate de specii din componența fitoplanctonului. La începutul verii, dezvoltarea rapidă a zooplanctonului duce la consumarea fitoplanctonului. Ca urmare a sedimentării diatomeelor și pășunat parțial al algelor de către zooplancton, biomasa fitoplanctonului este redusă în mod semnificativ. În această perioadă are loc mineralizarea substantelor nutritive, care au fost epuizate în perioada de vârf de primăvară. Ca rezultat al lipsei de hrană, se diminuează efectivul zooplanctonului, și în condițiile restabilirii concentrației de nutrienți începe să se dezvolte fitoplanctonul de vară. În primul rând se dezvoltă formele mici de alge, apoi când se recuperează deficitul de nutrienți

devin predominante speciile din genurile de diatomee *Fragillaria* și *Asterionella*. Drept urmare cantitățile de siliciu și azot sunt epuizate. În condițiile deficitului de siliciu și azot în plancton apar algele cianofite și speciile din genul *Ceratium*. Fitoplanctonul de vară se caracterizează prin cea mai mare diversitate și dominanța de specii mari cu creștere lentă [86].

Perioada de toamnă începe după amestecarea apei cu începutul de circulație autumnală (de la sfârșitul lunii august-septembrie), durează până la înghețarea apei și se caracterizează prin creșterea biomasei diatomeelor și apariția simultană a algelor din genul *Peridinium* care preferă apele reci. Această dinamică bine pronunțată a fitoplanctonului lacului de acumulare Dubăsari a fost stabilită și în decursul investigațiilor anterioare [86].

În urma evaluării succesiunilor multianuale ale fitoplanctonului în perioada anilor 1954-2015 constatăm că în lacul de acumulare Dubăsari au predominat speciile de fitoplancton din grupele: *Cyanophyta*, *Bacillariophyta*, *Chlorophyta* și *Euglenophyta*. Când condițiile hidrologice și hidrochimice erau favorabile, în lacul de acumulare Dubăsari, în cantități mari se dezvoltau speciile din filumul *Cyanophyta*: *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* și uneori *Anabaena spiroides*, care provoacau „înflorirea” apei. Astfel a fost stabilit că diversitatea înaltă a speciilor de fitoplancton în mare măsură depinde de gradul de iluminare al coloanei de apă și de conținutul favorabil al elementelor nutritive [14].

Pe parcursul anilor 2010-2015 în lacul de acumulare Dubăsari au fost atestate oscilații sezoniere în limite mari ale diversității algelor planctonice. Valorile Indicelui Shannon, calculat conform valorilor biomasei fitoplanctonului au variat în limitele 1,69-3,75 în perioada de primăvară, între 2,6-4,4 în perioada de vară și de la 0,85 până la 3,66 în perioada de toamnă, fiind mai ridicate în perioada de vară, iar minimale în perioada de primăvară a anului 2013 și toamnă a anului 2011. Valorile indicelui Shannon, estimate conform efectivului fitoplanctonului au oscilat de la 1,56 până la 3,8 în perioada de primăvară, între 1,00-4,08 în perioada de vară și de la 1,69 până la 3,62 în perioada de toamnă. Valori înalte ale indicelui Shannon au fost atestate în perioada de vară a anului 2011 în sectorul inferior al lacului (Tabelul 3.5.).

Numărul de specii în sectorul superior al lacului de acumulare Dubăsari a variat în limitele 9 – 33, fiind mai ridicat în vara anilor 2011 -24, 2012 -33 și 2013 -23 specii. Maximal numărul de specii în sectorul mijlociu a fost în vara anilor 2011 -34, 2012 -28 și 2013 -29 specii. Valorile mai scăzute au fost atestate în perioada de toamnă (11-22 specii). După numărul de specii identificate maximul indicelui Shannon a fost atestat în sectorul inferior în vara anului 2011 -35 specii, iar cel minimal în primăvara anului 2014 -9 specii (Tabelul 3.5.).

Tabelul 3.5. Variațiile sezoniere ale indicelui diversității Shannon Wiener în lacul de acumulare Dubăsari în perioada anilor 2010-2015

Secto- rele lacului	primăvara			vara			toamna		
	H _b	H _n	Nr.sp	H _b	H _n	Nr. sp.	H _b	H _n	Nr. sp.
Superior	2,47- 3,38	1,68- 3,80	16-23	3,29- 4,40	1,00- 3,29	15-33	2,66- 3,66	1,96- 3,62	9-19
Mijlociu	1,91- 3,58	1,70- 3,56	18-22	2,60- 3,66	2,25- 3,32	20-34	0,85- 3,55	1,72- 2,29	11-22
Inferior	1,69- 3,75	1,56- 3,20	9-22	3,13- 3,68	3,43- 4,08	25-35	2,92- 3,55	1,69- 3,25	11-19

În urma investigațiilor fitoplanctonului lacului de acumulare refrigerent **Cuciurgan** în anii 2010-2014 au fost identificate 117 specii (Tabelul A1.1.), din care: *Cyanophyta*-14, *Bacillariophyta*-31, *Xanthophyta*-3, *Pyrrophyta*-4, *Euglenophyta*-11, *Chlorophyta*-51 (*Volvocales*-3, *Chlorococcales*-48, *Desmidiaceae*-3). Cele mai des întâlnite au fost speciile: *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*, *Merismopedia tenuissima* Lemm., *Microcystis aeruginosa* Kutz. f. *aeruginosa* (Figura 3.10.), *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis* (Figura 3.9.), *Synedra acus* Kutz. var. *acus*, *Chlorella vulgaris* Beier., *Monoraphidium contortum* Thur., *Oocystis lacustris* Chod., *Scenedesmus quadricauda* Turp. var. *quadricauda* (Figura 3.11.), speciile din alte grupe taxonomice s-au dezvoltat în cantități mai reduse.



Fig. 3.9. *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))

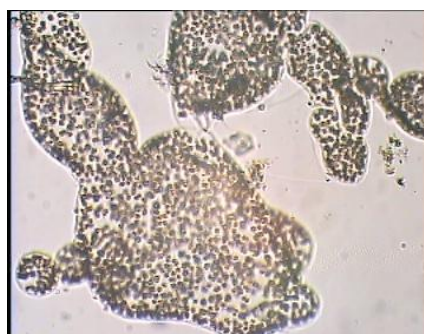


Fig. 3.10. *Microcystis aeruginosa* Kutz.
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))



Fig. 3.11. *Scenedesmus quadricauda* Turp.
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))

Cea mai mare diversitatea a fitoplanctonului a fost atestată în sectorul inferior a lacului de acumulare Cuciurgan cu ponderea speciilor din grupele *Bacillariophyta*, *Chlorophyta* și

Cyanophyta. A fost constatat că din sectorul superior spre cel inferior crește diversitatea speciilor din filumul *Cyanophyta* și apar mai des în componența fitoplanctonului speciile din filumurile *Pyrrophyta* și *Xanthophyta* (Tabelul 3.6.).

Tabelul 3.6. Diversitatea speciilor de fitoplancton în lacul de acumulare Cuciurgan
în perioada anilor 2010-2014

Grupe de alge	sectorul superior	sectorul mijlociu	sectorul inferior
<i>Cyanophyta</i>	12	10	11
<i>Bacillariophyta</i>	20	20	22
<i>Xanthophyta</i>	2	3	3
<i>Pyrrophyta</i>	1	4	3
<i>Euglenophyta</i>	10	8	8
<i>Chlorophyta</i> :			
<i>Volvocales</i>	3	3	3
<i>Chlorococcales</i>	31	36	36
<i>Desmidiales</i>	1	1	1
Total	80	85	87

Investigațiile fitoplanctonului lacului de acumulare Cuciurgan atestă valori mai ridicate ale Indicelui Shannon Wiener în perioada de vară și toamnă. Astfel, valorile Indicelui Shannon estimate în baza valorilor biomasei fitoplanctonului au oscilat în perioada de primăvară de la 2,23 pînă la 3,87, în perioada de vară a fost situate în limitele 3,06-4,26, iar în perioada autumnală între 3,17-4,09, fiind mai ridicate în perioada de vară și toamnă (Tabelul 3.7.).

Tabelul 3.7. Variațiile sezoniere ale indicelui diversității Shannon Wiener în lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan în perioada 2010-2014

Secto- rele lacului	primăvara			vara			toamna		
	H _b	H _n	Nr.sp	H _b	H _n	Nr.sp	H _b	H _n	Nr.sp
Superior	2,90- 3,40	2,10- 2,45	10-22	3,45- 4,26	3,18- 4,16	17-42	3,33- 4,08	2,62- 3,09	22-40
Mijlociu	2,23- 3,87	2,70- 3,52	10-36	3,21- 3,35	2,91- 4,13	18-39	3,33- 4,09	2,65- 2,88	20-33
Inferior	2,57- 3,67	2,59- 3,38	10-32	3,06- 3,93	3,04- 4,16	21-36	3,17- 3,67	2,40- 3,99	20-41

Cele mai ridicate valori ale indicelui diversității Shannon Wiener au fost atestate în sectorul superior al lacului în perioada de vară și toamnă, iar cele mai scăzute în sectorul mijlociu al lacului în perioada de primăvară. Indicele Shannon estimat conform valorilor efectivului fitoplanctonului oscilau în perioada de primăvara în limitele 2,1-3,52, în perioada de vară între 2,91-4,16, iar în perioada de toamnă de la 2,4 până la 3,99. Valori mai ridicate ale indicelui diversității calculat după efectivul fitoplanctonului au fost atestate în sectorul inferior al lacului de acumulare Cuciurgan, iar valorile mai scăzute în sectorul superior al lacului.

Numărul speciilor identificate de alge planctonice în lacul de acumulare Cuciurgan a variat în limitele 10-36 în perioada de primăvara, 17-42 în perioada estivală și 20-41 în perioada autumnală (Tabelul 3.7.). Cele mai ridicate valori au fost atestate în vara anului 2012 în toate sectoarele lacului. Pe parcursul cercetărilor un număr mai redus de specii de alge planctonice a fost atestat în perioada de primăvară, cu excepția anului 2012.

În componența fitoplanctonului **râului Prut** în perioada anilor 2010-2015 au fost atestate 151 de specii și taxoni inerspecifici de alge (Tabelul A1.1.) din următoarele grupe taxonomice: Cyanophyta-15; Chrysophyta-1; Bacillariophyta-53; Xanthophyta-1; Pyrrophyta-1; Euglenophyta-18; Chlorophyta-62 (Chlorococcales-54; Volvococales-5; Desmidiaceae-3). Complexul dominant de alge a fost format din speciile: *Merismopedia tenuissima* Lemm., *Oscillatoria planctonica* Wolosz., *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Asterionella formosa* Hass. (Figura 3.14.), *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Diatoma vulgare* Bory var. *vulgare* (Figura 3.12.), *Nitzschia longissima* var. *reversa* (Breb.) Ralfs.W.Sm., *Stauroneis anceps* Ehr. var. *anceps*, *Surirella robusta* var. *splendida* Ehr., *Dinobryon sertularia* Ehr. var. *sertularia* (Figura 3.13), *Euglena polymorpha* Dang., *Monoraphidium contortum* Thur.



Fig. 3.12. *Diatoma vulgare* Bory var. *vulgare*
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))



Fig. 3.13. *Dinobryon sertularia* Ehr. var. *sertularia*.
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))



Fig. 3.14. *Asterionella formosa* Hass.
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))

Pe tot cursul râului Prut a fost atestată ponderea speciilor din filumurile *Bacillariophyta* și *Chlorophyta*, reprezentanții altor grupe de alge s-au dezvoltat nesemnificativ. La stația Leușeni a fost observată cea mai înaltă diversitate a speciilor datorită reprezentanților filumurilor *Bacillariophyta*, *Euglenophyta* și *Chlorophyta*. Fitoplanctonul a fost mai divers în sectorul inferior a râului, în special la stațiile Cahul și Cășlița-Prut, datorită diversității înalte a algelor din filumul *Euglenophyta*. În sectorul inferior apar mai des speciile din grupe *Chrysophyta* (*Dinobryon sertularia* Ehr.var. *sertularia*) și *Desmidiaceae* (*Closterium gracile* Breb. f. *gracile* *Closterium acerosum* (Schrank.) Ehr. var. *acerosum* *Cosmarium undulatum* Corda) (Tabelul 3.7.).

În sectorul mijlociu a râului Prut valorile indicelui Shannon estimat în baza valorilor biomasei fitoplanctonului au oscilat în limitele 2,86-4,64 în perioada de primăvară, între 1,93-4,61 în perioada de vară și de la 2,02 până la 4,61 în perioada de toamnă. Cele mai ridicate valori ale indicelui Shannon au fost atestate în perioada de primăvară și toamnă la stațiile Sculeni și Leușeni.

Tabelul 3.8. Diversitatea speciilor de alge planctonice în râul Prut în perioada anilor 2010-2015

Grupe de alge	Badragi	Braniște	Sculeni	Leușeni	Leova	Cahul	Cășlița-Prut	Giurgiulești
<i>Cyanophyta</i>	1	6	11	11	6	9	9	5
<i>Chrysophyta</i>	-	1	-	-	-	1	1	1
<i>Bacillariophyta</i>	17	32	35	40	36	35	36	38
<i>Xanthophyta</i>	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Pyrrophyta</i>	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Euglenophyta</i>	3	3	6	12	3	7	10	7
<i>Chlorophyta:</i>								
<i>Volvococales</i>	2	2	2	2	3	2	4	2
<i>Chlorococcales</i>	18	10	23	38	28	31	30	26
<i>Desmidiaceae</i>	-	-	-	2	1	1	-	2
Total	55	41	77	106	77	86	90	81

Conform valorilor efectivului fitoplanctonului valorile indicelui diversității Shannon au variat de la 1,94 până la 4,17 în perioada de primăvară, între 0,71-4,16 în perioada de vară și în limitele 0,68-3,49 în perioada de toamnă, fiind mai ridicate în perioada de primăvară la st. Sculeni și Leușeni, și mai scăzute la st. Braniște.

Numărul speciilor identificate în componența fitoplanctonului în diferite stații situate pe cursul râului Prut au variat în perioada de primăvară în limitele 15-36, în perioada de vară între 6-39 și 8-39 în perioada de toamnă (Tabelul 3.8.). Mai divers a fost fitoplanctonul la st. Sculeni și Leușeni în perioada de vară și la st. Leușeni în perioada de toamnă a anilor 2012 și 2013.

Valoarea minimală a numărului de specii a fost înregistrată la stația Braniște în perioada autumnală în toți anii de cercetare. În această stație, influențată considerabil de componența fitoplanctonului în sectorul inferior al lacului de acumulare Costești-Stânca, deseori se înregistrează un efectiv majorat al speciei *Synechocystis aquatilis* Sanv., din algele cianofite, prezența căreia reduce semnificativ structura taxonomică a fitoplanctonului în acest sector.

În sectorul inferior al râului Prut indicele diversității calculat conform valorilor biomasei fitoplanctonului a variat de la 2,53 până la 4,76 în perioada de primăvară, între 2,9-4,55 în perioada de vară și în limitele 2,94-4,59 în perioada de toamnă (Tabelul 3.9.). Valorile maxime au fost atestate la stațiile Leova și Cahul în perioada de vară și toamnă, iar cele minimale în perioada de primăvară la st. Cahul și vara la st. Câșlița-Prut.

Tabelul 3.9. Variațiile sezoniere ale valorilor indicelui diversității Shannon Wiener în sectorul mijlociu și inferior al râului Prut în perioada anilor 2010-2015

Stații	primăvara			vara			toamna		
	H _b	H _n	Nr.sp	H _b	H _n	Nr.sp	H _b	H _n	Nr.sp
sectorul mijlociu									
Badragi	-	-	-	3,36-3,58	3,57-3,67	14-16	3,47	3,30	22
Braniște	3,68-4,14	1,94-3,83	19-29	1,93-3,69	0,71-2,41	6-18	2,44-3,69	0,68-2,24	9-19
Sculeni	2,86-4,22	2,60-4,14	15-32	2,46-4,46	0,89-4,16	15-31	2,02-3,95	1,45-2,79	11-26
Leușeni	3,16-4,64	2,58-4,17	27-36	3,42-4,61	2,82-3,49	19-39	3,18-4,61	2,55-3,49	20-39
sectorul inferior									
Leova	4,13-4,55	2,82-3,36	34-37	3,41-4,28	2,24-3,31	18-31	3,87-4,59	3,39-3,78	23-35
Cahul	2,53-4,76	3,14-3,80	24-39	3,05-4,55	1,08-3,76	12-33	3,27-3,75	2,66-3,49	18-25
Câșlița-Prut	3,27-4,30	2,42-3,78	21-36	2,90-4,19	1,71-4,29	15-33	2,94-3,93	2,70-4,07	14-24
Giurgiulești	3,70-4,54	1,22-3,78	23-31	3,14-3,93	1,71-3,37	16-29	3,43-3,94	2,92-3,84	16-23

Conform valorilor efectivului fitoplanctonului valorile indicelui Shannon au oscilat în limitele 1,22-3,80 în perioada vernală, între 1,08-4,29 în perioada estivală și de la 2,94 până la 4,59 în perioada autumnală (Tabelul 3.9.). Cele mai ridicate valori ale indicelui diversității conform efectivului fitoplanctonului au fost atestate în perioada de primăvară la stațiile Cahul și Cășlița-Prut în întreaga perioadă de cercetare, iar cele minimale în perioada de vară a anului 2012 la stațiile Cahul, Cășlița-Prut și Giurgiulești din sectorul inferior al râului.

Numărul de specii de alge identificate în componența fitoplanctonului r. Prut a variat în limitele 21-39 în perioada de primăvară, între 12-33 în perioada de vară și 14-35 în perioada de toamnă. Numărul maximal de specii a fost atestat la stațiile Leova și Cahul în perioada de primăvară și la st. Cășlița-Prut în perioada de vară. Valori minimale ale numărului de specii au fost înregistrate la stațiile Cășlița-Prut și Giurgiulești în perioada de toamnă a anilor 2012, 2014 (Tabelul 3.9.).

3.2. Specii invazive alogene și autohtone din componența fitoplanctonului

În componența fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din bazinul fl. Nistru și r. Prut în decursul anilor 2010-2015 au fost identificate trei specii de alge invazive autohtone- *Merismopedia tenuissima* Lemmermann 1898, *Synechocystis aquatilis* Sauvageau 1892 și *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault 1886 din filumul *Cyanophyta*. Aceste specii periodic se dezvoltă în cantități semnificative în componența fitoplanctonului, provocau fenomenul „înfloririi” apei, astfel influențând considerabil starea ecologică a ecosistemelor acvatice [24]. În timpul acestui fenomen are loc alternarea speciilor dominante de alge, rolul principal în formarea efectivului și biomasei aparținând unor sau altor specii.

În urma investigațiilor noastre a fost stabilit că biomasa formată de cianofitele planctonice invazive, în perioada dezvoltării lor intense, poate constitui cca 80-90 % din efectiv și cca 40-60% din biomasa fitoplanctonului. În urma dezvoltării lor în cantități destul de mari și în rezultatul activității lor vitale aceste specii elimină în mediul acvatic metaboliți care modifică regimul hidrochimic, afectează activitatea altor organisme acvatice, astfel influențând funcționarea ecosistemelor acvatice în întregime. A fost demonstrat că în procesul metabolismului cianofitele elimină în mediul acvatic diferite substanțe biologice active: proteine, glucide, lipide, acizi organici, fitohormoni, compuși fenolici, vitamine ș. a. [50]. Algele care provoacă ”înflorirea” apei intră în multiple relații alelopatiche în algocenoză. Majoritatea speciilor de alge cianofite nu sunt consumate nici de zooplancton și nici de pești. Prezența lor atestă starea de degradare a mediului, perturbând considerabil regimul gazos al apei și poate

induce asfixierea populațiilor de pești. Moartea și sedimentarea acestor alge au ca urmare intensificarea proceselor chimice și biologice de degradare, cu consum de oxigen [24, 50].

Specia *Merismopedia tenuissima* (Figura 3.15.) în premieră în Republica Moldova a fost atestată în lacul de acumulare Dubăsari în vara anului 1958 cu efectivul de 9,6 mii cel./l și biomasa 0,048 g/m³. În r. Prut au fost înregistrată cu 4 ani mai târziu în vara anului 1962 cu efectivul 76,0 mii cel./l și cu biomasa 0,4 g/m³. În lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan a fost identificată în sectorul inferior în perioada de toamnă a anului 1967 cu efectivul de 0,69 mln cel./l și biomasa 3,4 g/m³.

În fl. Nistru a fost atestată în vara anului 1971 la stația Camenca cu valori ridicate ale efectivului atingând valoarea de 17,78 mln cel./l, cu biomasa 0,088 g/m³. În aceeași an valori înalte au fost înregistrate în lacul de acumulare Dubăsari - 4,11 mln cel./l cu biomasa de 0,02 g/m³. Din anul 1971 până la 1974 apare numai în lacul de acumulare Dubăsari, cele mai mari valori fiind înregistrate în toamnă anului 1974 cu efectivul de 1,63 mln cel./l și biomasa 0,008 g/m³. Între anii 1974-1978 specia *Merismopedia tenuissima* n-a fost întâlnită, însă apare din nou în lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan în toamna anului 1978 cu efectivul numeric 0,33 mln cel./l și biomasa 0,008 g/m³.



Fig. 3.15. *Merismopedia tenuissima*
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))



Fig. 3.16. *Synechocystis aquatilis*
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))

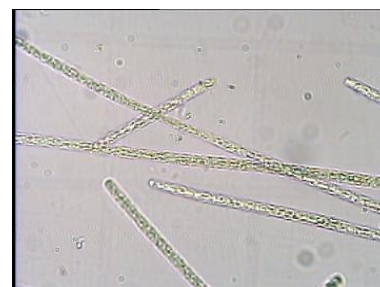


Fig. 3. 17. *Aphanizomenon flos-aquae*
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))

În decursul anilor 1978-1987 periodic se întâlnește în ecosisteme acvatice studiate. În anul 1987 în lacul refrigerent Cuciurgan în perioada de vară în toate sectoarele lacului au fost înregistrate valori înalte ale efectivului speciei, care au variat de la 5,78 mln cel./l până la 8,64 mln cel./l, cu biomasa 0,028 g/m³ - 0,043 g/m³, respectiv. În anul 1990 *Merismopedia tenuissima* apare din nou în r.Prut cu efectivul de 0,24 mln cel./l și biomasa 0,0012 g/m³. Între anii 2002-2010 au fost întâlnită în r. Prut și fl. Nistru. Cele mai mari valori au fost înregistrate în toamna anului 2009 la stația Sculeni în r.Prut - 17,6 mln cel./l cu biomasa 0,088 g/m³. În 2011 cele mai mari valori au fost înregistrate în r.Prut în perioada de vară la stația Leușeni (21,33 mln cel./l; 0,106 g/m³) și Cahul (14,39 mln cel./l; 0,071 g/m³).

În anii 2010-2014 specia *Merismopedia tenuissima* a fost întâlnită mai frecvent în r. Prut (Leușeni, Leova, Cahul și Giurgiulești) în toate anotimpurile. Cele mai ridicate valori ale efectivului numeric au fost înregistrate în perioada estivală la stațiile Leova - 15,99 mln cel./l, cu biomasa- 0,079 g/m³, st. Cahul -22,03 mln cel./l cu biomasa 0,11 g/m³ și st. Giurgiulești- 9,06 mln cel./l, cu biomasa 0,045 g/m³, iar în perioada autumnală la st. Leușeni -10,66 mln cel./l, cu biomasa 0,053 g/m³. Astfel ponderea speciei *Merismopedia tenuissima* în componența fitoplanctonului în perioada de vară constă respectiv la stația Leova -83,45,46%, st. Cahul - 90,06 %, st. Giurgiulești-67,79,98 % , iar în perioada de toamnă la st. Leușeni - 42,7% . Mai rar această specie a fost identificată în lacul refrigerent Cuciurgan (sector superior) și lacul de acumulare Dubăsari (st.Erjovo).

Specia *Merismopedia tenuissima* Lemmermann este o specie de apă dulce sau puțin sărată, oligogalobă, indiferentă la aciditate, care preferă corpurile de ape cu curgere lentă în perioada de vară și toamnă. Viețuiește de obicei în ape bogate în substanțe organice, sau β - α -mezosaprobe.

În rezultatul activității vitale specia elimină în mediul acvatic substanța toxică microcystin (MCYSTs) care provoacă acțiuni negative asupra sănătății animalelor și oamenilor [222]. *Merismopedia tenuissima* se referă la speciile de alge care sunt indicatori ai poluării semnificative a apelor [50], și indică impactului antropic pronunțat asupra ecosistemului r. Prut la stațiile (Leova, Cahul, Giurgiulești).

Specia *Synechocystis aquatilis* (Figura 3.16.) este foarte des întâlnită în fl. Nistru (st. Naslavcea, Volcineț, Soroca, Camenca), r. Prut (st. Braniște, Sculeni, Cahul, Giurgiulești) și în lacurile de acumulare Dubăsari (st. Goieni, Cocieri) și Cuciurgan (sector superior, mijlociu și inferior). Pentru prima dată specia *Synechocystis aquatilis* a fost întâlnită în lacul de acumulare Dubăsari în vară anului 1957 cu efectivul numeric 78,0 mii cel./l și biomasa 5 g/m³.

În anul 1978 pentru prima dată a fost identificată în sectorul inferior al lacului Cuciurgan cu efectivul numeric 1,3 mii cel./l, cu biomasa 0,09 g/m³. În 1996 pentru prima dată a fost atestată în lacul de acumulare Costești-Stânca cu efectivul 0,73 mln cel./l și biomasa 0,73 g/m³. În fl. Nistru apare mult mai târziu la stația Naslavcea în vara anului 2006, cu efectivul de 15,09 mln cel./l și biomasa de 1,13 g/m³. În primăvara anului 2009 pentru prima dată a fost identificată în r.Prut la stația Braniște cu un efectiv destul de înalt 8,49 mln cel./l și cu biomasa de 0,637 g/m³.

În anii 2009-2010 cele mai ridicate valori au fost atestate în fl. Nistru la stațiile Vadul-lui-Vodă în primăvara anului 2009 (23,83 mln cel./l, 1,78 g/m³), Soroca în vara anului 2009 (58,66 mln cel./l, 4,39 g/m³), Varnița în vara anului 2009 (40,49 mln cel./l, 3,03 g/m³) și toamna

anului 2010 (33,66 mln cel./l, 2,52 g/m³). În r. Prut a fost înregistrată în toamna anului 2010 la stația Sculeni cu un efectiv destul de ridicat (18 mln cel./l și biomasa de 1,3 g/m³).

În anul 2011 specia *Synechocystis aquatilis* s-a dezvoltat în cantități mari în perioada de vară în lacul de acumulare Dubăsari sectorul superior (30,66 mln cel./l, 2,29 g/m³). În sectorul superior al lacului de acumulare Cuciurgan dezvoltarea intensă a speciei a fost atestată în primăvara anului 2010 (16,83 mln cel./l, 1,26 g/m³) și în toamna anului 2011 (25,26 mln cel./l, 1,89 g/m³).

Valori destul de ridicate ale parametrilor cantitativi ai speciei au fost atestate în perioada de vară 2011 în fl. Nistru la stația Soroca (71,33 mln cel./l, 5,34 g/m³) și în r.Prut la stația Sculeni (88 mln cel./l, 6,6 g/m³).

În anul 2012 în fl.Nistru efectivul numeric și biomasa speciei *Synechocystis aquatilis* s-au menținut la nivel destul de înalt constituind în perioada de primăvară la stația Volcineț - 31,59 mln cel./l, cu biomasa 2,36 g/m³, iar toamnă la st. Soroca - 25,53 mln cel./l, cu biomasa 1,91 g/m³. Respectiv procentajul efectivului numeric al speciei în componența fitoplanctonului a fost primăvara la Volcineț-36,67%, iar toamna la Soroca -72,73%. În r. Prut efectivul ridicat al speciei a fost atestat doar la st. Giurgiulești -11,59 mln cel./l cu biomasa 0,869 g/m³, constituind 84,22% din efectivul total al fitoplanctonului.

În lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan specia *Synechocystis aquatilis* a fost înregistrată în toate sectoarele lacului. Cele mai ridicate valori au fost atestate în perioada de toamnă în sectorul inferior 9,46 mln cel./l cu biomasa 0,709 g/m³. Respectiv ponderea efectivului speciei în efectivul total al fitoplanctonului a constituit 57,36%.

Specia *Synechocystis aquatilis* este o specia răspândită în toate ecosistemele fluviale și lacustre, provoacă periodic fenomenul “înfloririi” apei, în rezultatul metabolismului elimină în apă substanța toxică microcystin (MCYSTs), care în cazul conținutului înalt în apă provoacă moartea peștilor, influențează negativ asupra celulelor ficatului animalelor și păsărilor acvatice [223].

Specia *Aphanizomenon flos-aquae* (Figura 3.17.) se întâlnește frecvent în lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan, lacul de acumulare Dubăsari, fl. Nistru și r. Prut. Valorile efectivului speciei în lacul Cuciurgan au fost foarte înalte în special în perioada de primăvară a anului 2010 în sectorul superior-14,66 mln cel./l și sectorul mijlociu -40,82 mln cel./l, iar în perioada de vară în toate sectoarele lacului (s.superior-43,55 mln cel./l, s.mijlociu -30,39 mln cel./l, sec. inferior- 41,75 mln cel./l). În lacul de acumulare Dubăsari cele mai ridicate valori au fost atestate în perioada de vară 2011 în sectorul mijlociu al lacului cu efectivul numeric 9,33 mln cel./l și cu biomasa 0,76 g/m³; în toamna anului 2012 cu efectivul 3,33 mln cel./l și biomasa

0,27 g/m³; și în vara anului 2013 cu efectivul numeric 7,8 mln cel./l și biomasa 0,63 g/m³, respectiv ponderea speciei *Aphanizomenon flos-aquae* în efectivul fitoplanctonului a fost de 36%, 36,7%, 22%.

În anul 2014 valori ridicate ale efectivului speciei *Aphanizomenon flos-aquae* au fost atestate în sectorul mijlociu a lacului Dubăsari în perioada de vară 8,79 mln cel./l cu biomasa 0,72 g/m³, respectiv cu ponderea de 47%. În sectorul mijlociu al fl.Nistru valori nu prea ridicate a efectivului au fost atestate la stația Soroca toamna anului 2012 (1,4 mln cel./l și 0,11 g/m³) și la stația Camenca toamna anului 2010 (1,6 mln cel./l și 0,13 g/m³) respectiv cu ponderea de 3% și 20%. În sectorul inferior a fl.Nistru valori mai ridicate ale efectivului au fost atestate în toamna anului 2010 la stația Sucleia 4,86 mln cel./l cu biomasa 0,39 g/m³; la stația Palanca în vara anului 2011 - 5,13 mln cel./l cu biomasa 0,42 g/m³ și în toamna anului 2012 - 2,9 mln cel./l cu biomasa 0,24 g/m³, respectiv cu ponderea de 22%, 32%, 31% în efectivul total al fitoplanctonului.

În sectorul mijlociu al r.Prut specia *Aphanizomenon flos-aquae* a fost atestată cu valori mai ridicate a efectivului în vara anului 2010 la stația Sculeni-8,86 mln cel./l cu biomasa 0,72 g/m³ și în toamna anului 2013 cu efectivul 3,46 mln cel./l și biomasa 0,28 g/m³, la stația Leușeni în toamna anului 2014 - 7,133 mln cel./l și biomasa 0,58 g/m³, ponderea efectivului speciei în efectivul total al fitoplanctonului constituind respectiv 24%, 31%, 44%.

În sectorul inferior al r.Prut valori mai ridicate ale efectivului speciei *Aphanizomenon flos aquae* au fost înregistrate la stația Cahul în perioada de toamnă a anului 2013 (5,83 mln cel./l și biomasa 0,47 g/m³), la stația Cășlița-Prut în vara anului 2010 (7,53 mln cel./l cu biomasa 0,61 g/m³), la stația Giurgiulești în perioada de toamnă a anului 2010 (2,53 mln cel./l cu biomasa 0,2 g/m³) cu ponderea respectivă de 43%, 20%, 34%.

Specia - *Aphanizomenon flos aquae* din fillumul *Cyanophyta* este indicator biologic al gradului de saprobitate a apelor cu preferință în zona □-mezosaprobă. Este o specie termofilă, de aceea se dezvoltă mai intens în lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan, supus impactului poluării termice. În ultimii ani specia *Aphanizomenon flos-aquae* se dezvoltă mai intens și în sectorul mijlociu al lacului de acumulare Dubăsari. În timpul dezvoltării în cantități mari, specia provoacă fenomenul ”înfloririi” apei și elimină în mediul acvatic substanțele saxitoxin și anatoxin, care influențează negativ asupra sănătății oamenilor și animalelor și poate provoca moartea peștilor [183].

În vederea determinării **speciilor invazive alogene** din componența fitoplanctonului ecosistemelor acvatice din bazinul fl. Nistru și râului Prut a fost analizată baza de date a Sistemului de monitorizare a fitoplanctonului din cadrul laboratorului de Hidrobiologie și

Ecotoxicologie, fondat de L. Ungureanu [23]. În rezultatul evaluării stării speciilor de alge planctonice în perioada anilor 1951-2014 în ecosistemele fluviale și lacustre din bazinul fl. Nistru și r. Prut au fost atestate 3 specii de alge invazive alohtone: *Amphora veneta* Kützing 1844, (Figura 3.18.), *Nitzschia Kuetzingiana* Hilse 1863 (Figura 3.19.) și *Surirella robusta* Ehrenberg 1841 (Figura 3.20.), care au pătruns recent în ecosistemele acvatice din Republica Moldova.



Fig. 3.18. *Amphora veneta*
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))



Fig. 3.19. *Nitzschia kuetzingiana*
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))



Fig. 3.20. *Surirella robusta*
(foto Tumanova D.
(mărire 15x40))

Specia *Amphora veneta* a apărut pentru primă dată în fluviu Nistru și lacul de acumulare Dubăsari în anul 2008, iar începînd cu anul 2009, se dezvoltă în toate sectoarele lacului Dubăsari. *Amphora veneta* este o specie de apă dulce, uneori este identificată în apele marine, însă a fost descoperită și în izvoarele termale din Kamchatka. Este răspândită în Europa de West în apele oligohalobe în zonele litorale. Valori mai ridicate ale efectivului (0,47 mln cel./l) și biomasei (1,9 g/m³) au fost atestate în vara anului 2011 în sectorul inferior al lacului de acumulare Dubăsari (Figura 3.21.).

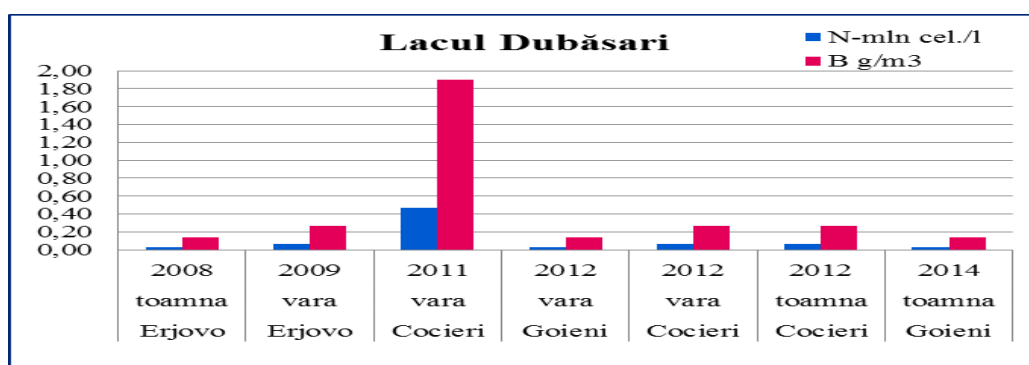


Fig. 3.21. Efectivul numeric (N-mln cel./l) și biomasa (B-g/m³) speciei *Amphora veneta* în lacul de acumulare Dubăsari în perioada anilor 2008-2014.

În lacul de acumulare Cuciurgan specia *Amphora veneta* a fost întâlnită în prima jumătate a anului 2014 în sectorul inferior în cantități nesemnificative (0,03 mln cel./l 0,13 g/m³).

În fl.Nistru valori mai ridicate ale efectivului și biomasei au fost atestate în sectorul inferior la stația Palanca (0,07 mln cel./l și 0,27 g/m³) în anul 2008. Din anul 2010 specia *Amphora veneta* se dezvoltă în ambele sectoare ale fluviului Nistru. În anul 2013 a fost atestată la stația Otaci cu efectivul de 0,007 mln cel./l și biomasa 0,27 g/m³, iar la st. Soroca cu efectivul 0,03 mln cel./l și biomasa 0,13 g/m³ (Figura 3.22.).

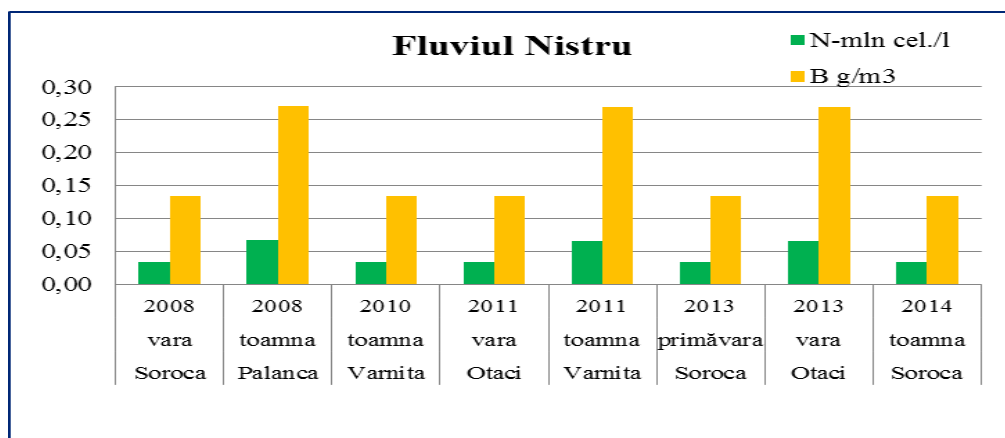


Fig. 3.22. Efectivul (N-mln cel./l) și biomasa (B-g/m³) speciei *Amphora veneta* în fl.Nistru în perioada anilor 2008-2014.

În r. Prut specia *Amphora veneta* a fost identificată pentru prima dată în sectorul mijlociu la stația Sculeni în primăvara anului 2012 cu efectivul de 0,13 mln cel./l și biomasa 0,54 g/m³. Din anul 2013 se dezvoltă în ambele sectoare ale râului Prut valorile parametrilor cantitativi fiind în descreștere (Figura 3.23.).

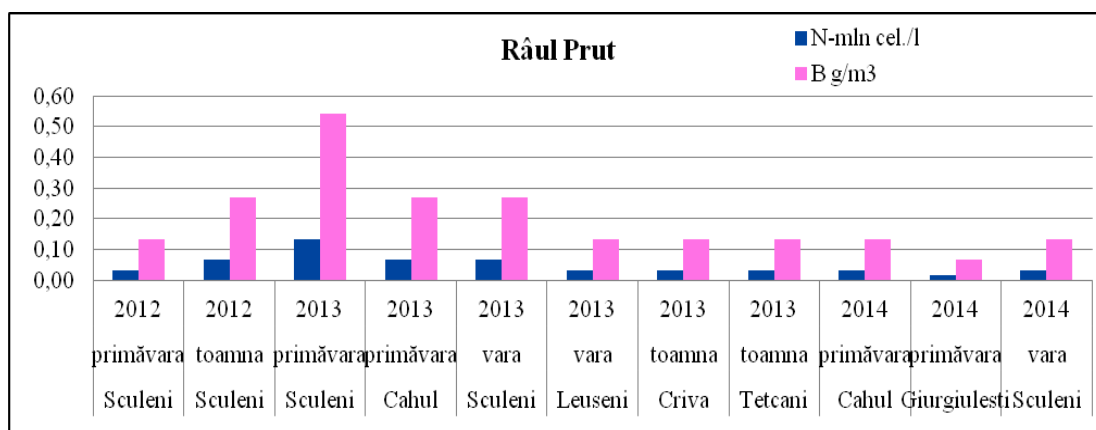


Fig. 3.23. Efectivul numeric (N-mln cel./l) și biomasa (B-g/m³) speciei *Amphora veneta* în r.Prut în anii 2012-2014.

Specia *Nitzschia Kuetzingiana* a fost identificată pentru prima dată în sectorul mijlociu al fluviului Nistru la st. Soroca în anul 2009. Specia *Nitzschia Kuetzingiana* este răspândită în apele dulci, oligohalobe, litorale. În anul 2010 a fost atestată în perioada de toamnă la stațiile Otaci și Soroca cu valori identice ale efectivului 0,03 mln cel./l și biomasei 0,01 g/m³, iar în anul 2011 a fost identificată în ambele sectoare ale fluviului Nistru în toate anotimpurile. În anul 2012 înregistrează valori mai ridicate în perioada de vară la st. Camenca și Varnița. Parametrii cantitativi maximali ai speciei *Nitzschia Kuetzingiana* au fost înregistrați la st. Soroca în primăvara anului 2013 (0,37 mln cel./l și biomasa 0,11 g/m³) (Figura 3.24.). Pe parcursul anului 2014 specia a fost atestată în perioada de primăvara și toamna în sectorul inferior al fl.Nistru cu valoarea medie a efectivului de 0,07 mln cel./l și a biomasei 0,02 g/m³.

În lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan specia *Nitzschia Kuetzingiana* a fost identificată în premieră în anul 2004. În perioada cercetărilor noastre (2010-2014) specia a fost atestată în sectorul inferior al lacului Cuciurgan în vara (N-0,13 mln cel./l; B-0,04 g/m³) și toamna (N-0,033 mln cel./l; B-0,01 g/m³) anului 2011 și în toamna anului 2012 în sectorul superior a lacului cu efectivul 0,033 mln cel./l și biomasa 0,0095 g/m³. În lacul Costești-Stânca specia *Nitzschia Kuetzingiana* a fost atestată doar o singură dată în vara anului 2004 în sectorul superior al lacului (Figura 3.25.).

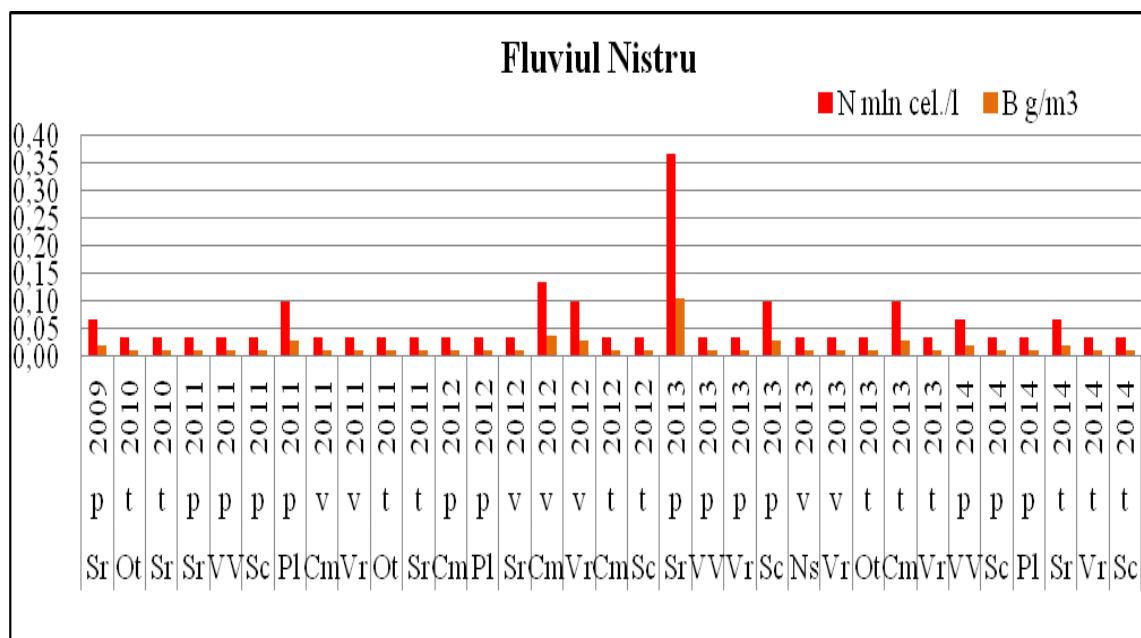


Fig. 3.24. Efectivul (N -mln cel./l) și biomasa (B -g/m³) speciei *Nitzschia Kuetzingiana* în fl. Nistru (Ot-Otaci, Sr-Soroca, Cm-Camenca, VV-Vadul-lui-Vodă, Vr-Varnița, Sc-Sucleia, Pl-Palanca) în anii 2009-2014 (p-primăvara, v-vara, t-toamna).

Spre deosebire de alte ecosisteme acvatice lacustre investigate, în lacul de acumulare Dubăsari specia *Nitzschia Kuetzingiana* a fost mai frecvent întâlnită. A fost identificată pentru prima dată în anul 2010 în perioada de toamnă în sectorul mijlociu al lacului (st. Goieni) cu valoarea efectivului 0,11 mln cel./l și a biomasei 0,031 g/m³. În primăvara anului 2011 este atestată deja și în sectorul superior (st. Erjovo) și cel inferior (st. Cocieri) al lacului, cu valori mai ridicate ale efectivului și biomasei. În anul 2012 se întâlnește în sectorul mijlociu și inferior al lacului cu valori mai ridicate în perioada estivală.

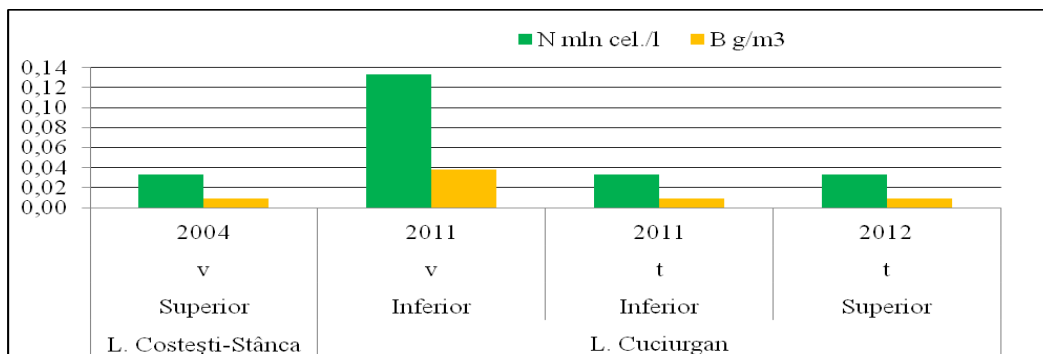


Fig. 3.25. Efectivul (N-mln cel./l) și biomasa (B-g/m³) speciei *Nitzschia Kuetzingiana* în lacul Cuciurgan și lacul Costești-Stâncă în perioada anilor 2008-2014 (v-vara, t-toamna).

În decursul anului 2013 specia a fost atestată în toate sectoarele lacului de acumulare Dubăsari, parametrii cantitativi fiind mai ridicați în perioada de primăvară în sectorul superior al lacului (0,1 mln cel./l; 0,028 g/m³). În anul 2014 specia *Nitzschia Kuetzingiana* a fost atestată în sectoarele superior și mijlociu a lacului Dubăsari cu valori identice ale efectivului 0,03 mln cel./l și biomasei 0,01 g/m³ (Figura 3.26) .

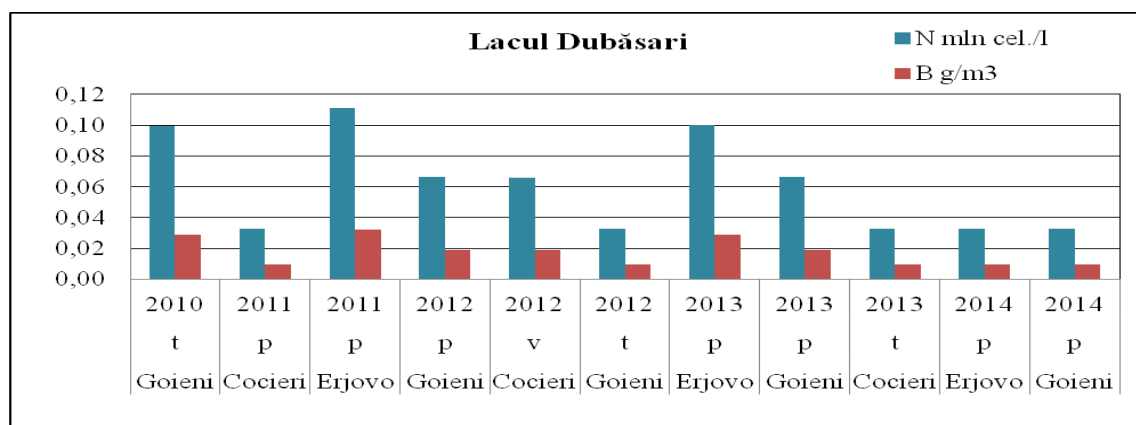


Fig. 3.26. Efectivul numeric (N-mln cel./l) și biomasa (B-g/m³) speciei *Nitzschia Kuetzingiana* în lacul de acumulare Dubăsari în perioada anilor 2008-2014 (p-primăvara, v-vara, t-toamna).

În r. Prut specia *Nitzschia Kuetzingiana* a fost identificată prima dată în anul 2011 la st. Leușeni, Cahul, Giurgiulești. Valorile efectivului numeric al speciei au variat de la 0,03 mln cel./l până la 0,13 mln cel./l, iar ale biomasei între 0,01 -0,04 g/m³ (Figura 3.27.). În anul 2013 specia se dezvoltă în ambele sectoarele ale râului Prut, cu efectivul mai ridicat în perioada de primăvară 0,07 mln cel./l și vară 0,08 mln cel./l, respectiv cu biomasa 0,02 g/m³ și 0,03 g/m³. În anul 2014 specia *Nitzschia Kuetzingiana* a fost înregistrată în r. Prut la stațiile: Braniște, Leova, Cahul și Cășlița-Prut. Valorile efectivului numeric nu depășeau 0,03 mln cel./l iar ale biomasei 0,009 g/m³ (Figura 3.27.).

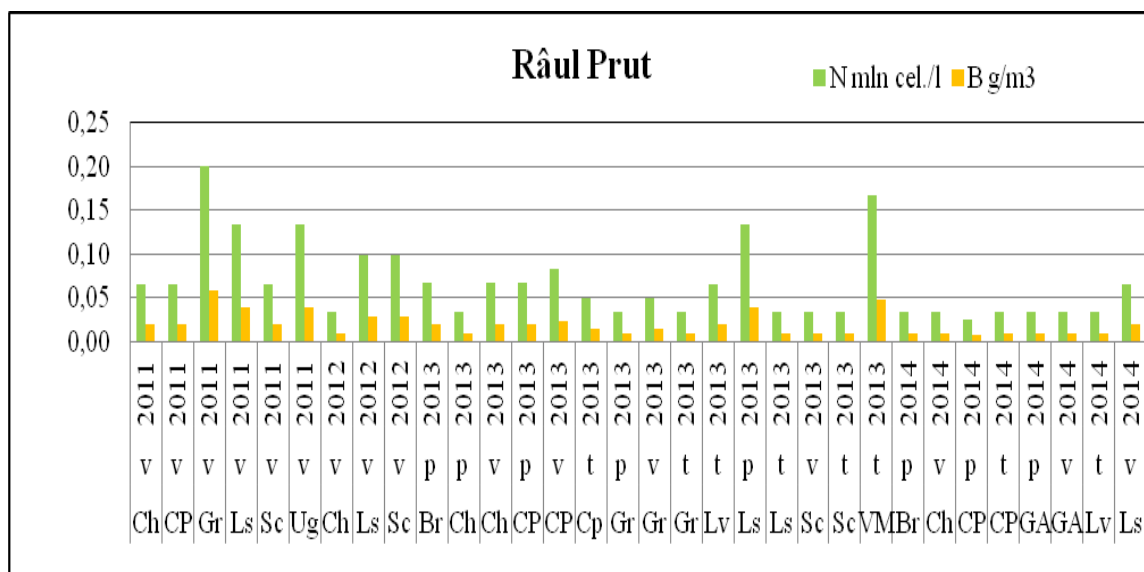


Fig.3.27. Efectivul numeric (N -mln cel./l) și biomasa (B -g/m³) speciei *Nitzschia Kuetzingiana* în r.Prut (Br-Braniște, Sc-Sculeni, Ug-Ungheni, Ls-Leușeni, Lv-Leova, Ch-Cahul, Cp-Cășlița-Prut, Gr-giurgiulești) întâlnite în anii 2011-2014 (p-primăvara, v-vara, t-toamna).

Specia *Surirella robusta* a fost identificată primă dată în anul 2003 în fluviu Nistru, în sectorul mijlociu la stația Soroca, cu efectivul de 0,07 mln cel./l și biomasa 0,12 g/m³. Specia *Surirella robusta* este o specie de apă dulce, halofobă, se întâlnește în Europa de West, a fost atestată și în lacurile din Kamciatka. În decursul anilor 2010-2014 specia nu s-a mai dezvoltat în fl.Nistru. Presupunem că condițiile hidrologice și hidrochimice din fl. Nistru nu au susținut expansiunea speciei pe cursul fluviului.

În r. Prut pentru prima dată specia *Surirella robusta* a fost atestată în anul 2012 la stația Giurgiulești cu efectivul numeric 0,03 mln cel./l și biomasa 0,06 g/m³. În anul 2013 a fost identificată vara la stațiile Leova (0,06 mln cel./l; 12,46 g/m³) și Cahul (0,03 mln cel./l; 6,18 g/m³) (Figura 3.28.). Probabil această specie a pătruns în râul Prut cu transportul naval, fiind identificată mai întâi la st. Giurgiulești, iar condițiile hidrologice și hidrochimice cat și

plasticitatea înaltă a speciei au contribuit la răspândire acestea și în alte sectoare ale râului, ajungând până la st. Leova.

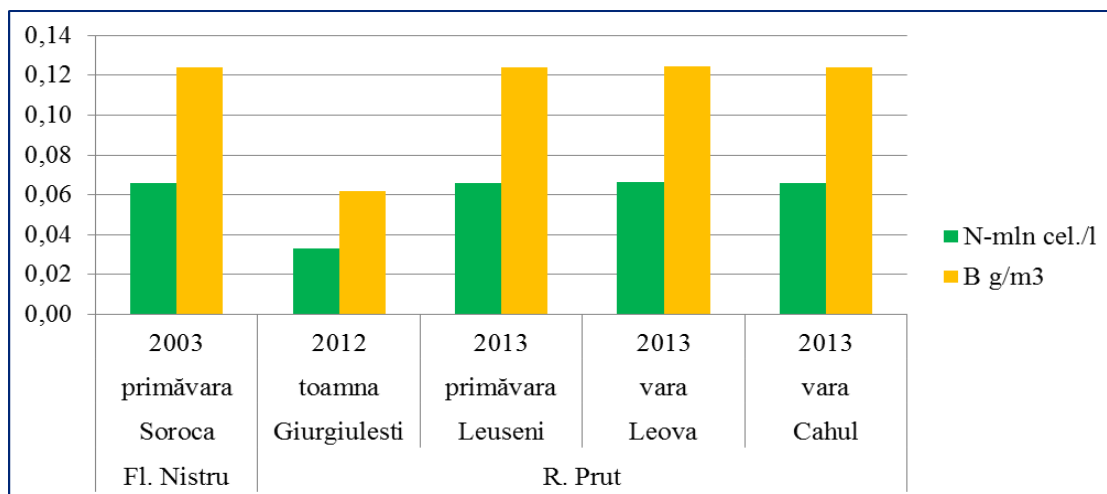


Fig.3.28. Efectivul (N -mln cel./l) și biomasa (B -g/m³) speciei *Surirella robusta* în fl. Nistru și în r.Prut în anii 2003-2013.

Speciile *Amphora veneta* Kützing 1844, *Nitzschia Kuetzingiana* Hilse 1863 și *Surirella robusta* Ehrenberg 1841 au fost descrise de unii autori și ca specii bentonice [172, 224] .

În urma investigațiilor s-a stabilit că toate 3 specii invazive alogene identificate în ecosistemele acvatice din bazinul fl. Nistru și r. Prut fac parte din filumul Bacilariophyta. Nici una din ele nu se dezvoltă în cantități semnificative astfel încât să provoace fenomenul ”înfloririi apei”. În același timp speciile alogene de alge se răspândesc și se dezvoltă foarte activ în ecosistemele acvatice în care au pătruns, participă la formarea hidrobiocenozelor, modifică structura comunităților autohtone, ceea ce crează premise pentru transformări structural-funcționale la nivelurile trofice următoare. Speciile de alge alohtone pătrund și se dezvoltă mai ușor în ecosistemele acvatice cu diversitate redusă, deoarece nișele ecologice libere sunt ușor ocupate de speciile invazive căror le corespund condițiile de mediu. S-a stabilit că în condițiile de modificare continuă a mediului acvatic persistă speciile cu o plasticitate înaltă care sunt capabile să valorifice resursele existente în ecosistemul acvatic.

Procesul de pătrundere a speciilor alogene de alge este susținut de activitățile antropice: hidroconstrucțiile, transportul acvatic, construcția canalelor, aclimatizarea hidrobiocenozelor. Concomitent cu cauzele antropice ale invaziilor biologice are loc și răspândirea naturală a microorganismelor acvatice, inclusiv a algelor planctonice prin migrația animalelor și a curenților de aer.

3.3. Fitoplanctonul ca indicator al gradului de eutrofizare a ecosistemelor acvatice din bazinul fluviului Nistru și al râului Prut

Biomasa algelor planctonice este unul din indicatorii principali ai gradului de eutrofizare a ecosistemelor acvatice [50, 86, 95, 108, 127] pe când abundența fitoplanctonului este mai puțin utilizată la clasificarea corpurilor de apă [168]. Pe măsura majorării gradului de eutrofizare al ecosistemelor acvatice se majorează biomasa fitoplanctonului, în special a cianofitelor și euglenofitelor. Structura comunităților algale este determinată nu numai de condițiile trofice, dar și de condițiile de stratificare a apei, viteza curentului și de regimul hidrochimic al apei. În procesul de eutrofizare al ecosistemelor acvatice succesiunile fitoplanctonului sunt condiționate în mare măsură de variațiile concentrațiilor elementelor nutritive.

Fluviul Nistru. În sectorul mijlociu a fl. Nistru pe parcursul investigațiilor noastre valorile efectivului fitoplanctonului au oscilat în limite mari de la 0,36 mln cel./l până 86,13 mln cel./l, iar biomasa de la 0,59 g/m³ până la 41,24 g/m³. La stația Naslavcea în perioada anilor 2010-2015 efectivul fitoplanctonului a variat de la 0,36 mln cel./l până la 18,86 mln cel./l, a fost constatată tendința de descreștere a efectivului algelor planctonice din 2010 până în 2015. Cele mai ridicate valori ale efectivului numeric au fost înregistrate în toamna anului 2010 (13,2 mln cel./l) și primăvara anului 2011 (18,86 mln cel./l), cauzate de dezvoltarea intensivă a speciilor din grupa *Cyanophyta*-18,33 mln cel./l (*Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl., *Synechocystis aquatilis* Sanv. *Anabaena spiroides* Kleb. f. *spiroides*). Biomasa fitoplanctonului în acest sector a fost în descreștere din 2010 (25,95 g/m³) până în 2014 (0,66 g/m³). Valori ridicate ale biomasei fitoplanctonului au fost atestate în perioada de primăvară (5,7 g/m³) și toamnă (25,95 g/m³), atribuind sectorul mijlociu al fl. Nistru la categoria de troficitate “politrof” în anul 2010, precum și în vara anului 2012 (5,57 g/m³). Cele mai des întâlnite specii care provoacă biomasa ridicată au fost algele din grupele *Bacillariophyta*-5,27 g/m³ și *Chlorophyta*-24,63 g/m³: *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Diatoma vulgare* Bory var. *vulgare*, *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. var. *olivaceum*, *Nitzschia sigmoidea* (Ehr.) W.Sm. var. *sigmoidea*, *Navicula cryptocephala* Kutz. var. *cryptocephala*, *Oocystis lacustris* Chod. Conform valorilor biomasei fitoplanctonului sectorul mijlociu al fl. Nistru se referă în majoritatea cazurilor la categoria de troficitate “eutrof” uneori “mezotrof”.

Efectivul numeric al fitoplanctonului la stația Volcineț era în descreștere de la 30,76 mln cel./l în anul 2010 până la 1,00 mln cel./l în 2014, cu excepția valorii 86,13 mln cel./l înregistrată în primăvara anului 2012. Efectivul ridicat al fitoplanctonului a fost cauzat de dezvoltarea intensă a algelor din grupele *Cyanophyta*-64,3 mln cel./l și *Bacillariophyta*-21,49 mln cel./l cu ponderea speciilor: *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl, *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Diatoma*

vulgare Bory var.vulgare, *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm.var.solea, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var.palea. Pe parcursul anului 2015 valorie efectivului au fost în creștere din primăvară spre toamnă variind în limitele 4,39-10,56 mln cel./l. Valorile biomasei au variat de la 0,59 g/m³ până la 41,24 g/m³. Cele mai mari valori ale biomasei fitoplanctonului au fost înregistrate în primăvara anului 2010 (17,1 g/m³ și 41,24 g/m³). În anul 2012 sectorul mijlociu al fl. Nistru se referea la categoria de troficitate “politrof”, uneori “eutrof”. Biomasa ridicată în acesta perioadă a fost cauzată de ponderea speciilor din grupa *Bacillariophyta*: *Amphora ovalis* Kutz. var.ovalis, *Cocconeis placentula* Ehr. var.placentula, *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. var.olivaceum, *Navicula cryptocephala* Kutz. var.cryptocephala, *Synedra acus* Kutz. var.acus, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. var.ulna.

La stația Soroca valorile efectivului și biomasei fitoplanctonului oscilau în limite mari în dependență de anotimp. Efectivul a variat de la 1,16 mln cel./l până la 77,96 mln cel./l , valorile mai ridicate au fost atestate în vara anului 2011 (77,96 mln cel./l) și în perioada de primăvară 2014 (32,56 mln cel./l). În aceste perioade a fost înregistrată ponderea algelor din grupa *Cyanophyta*: *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Oscillatoria planctonica* Wolosz., *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f.flos-aquae, care se dezvoltau în cantități mari și pot provoca „înflorirea” apei. Biomasa în perioada anilor 2010-2015 nu a variat în limite mari 1,48-11,75 g/m³, cu valori mai ridicate în perioada de primăvară, cu ponderea speciilor din diatomee: *Asterionella formosa* Hass, *Cocconeis placentula* Ehr. var. placentula, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. var.olivaceum, *Nitzschia sigmoidea* (Ehr.) W.Sm. var.sigmoidea, *Rhoicosphenia curvata* (Kutz.) Grun. var. curvata, *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm.var.solea. Valorile biomasei au fost în limitele categoriei de troficitate “eutrof” uneori “mezotrof”.

În comparație cu stațiile precedente la st. Camenca valorile efectivului a fost mai scăzute și au variat în limitele 2,13-13,09 mln cel./l în perioada de primăvară, între 2,53-13,49 mln cel./l vara și între 0,46-7,86 mln cel./l în perioada de toamnă, fiind mai ridicate în perioada de primăvară și vară. Din anul 2010 până în 2015 se atestă micșorarea efectivului numeric al fitoplanctonului. Valorile biomasei au variat în limitele 5,32-14,49 g/m³ în perioada de primăvară, între 1,9-4,62 g/m³ în perioada de vară și de la 0,66 g/m³ până la 2,26 g/m³ în perioada de toamnă, fiind în descreștere în decursul perioadei de vegetație. În majoritatea cazurilor valorile biomasei atribuie fl. Nistru la st. Camenca categoriei de troficitate “eutrof” uneori “mezotrof”. Speciile care au participat semnificativ în formarea biomasei au fost: *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm.var.solea, *Gomphonema*

olivaceum (Lyngb.) Kutz. var.*olivaceum*, *Nitzschia sigmoidea* (Ehr.) W.Sm. var.*sigmoidea*, *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein. var. *hispida*, *Euglena polymorpha* Dang..

Pe parcursul investigațiilor în sectorul mijlociu al fl.Nistru valorile biomasei au variat în limite mari ($0,59-41,24 \text{ g/m}^3$) în dependență de anotimp și ponderea în componența fitoplanctonului a unor sau altor specii de algele planctonice. Cele mai mari valori ale biomasei au fost înregistrate în anul 2010 (st. Naslavcea- $25,95 \text{ g/m}^3$ toamna, Volcineț- $17,01 \text{ g/m}^3$ primăvara) și 2012 (stația Volcineț - $41,24 \text{ g/m}^3$ în perioada de primăvară), care se atribuie la categoria „politrof”. Biomasa ridicată la stația Volcineț a fost din cauza dezvoltării intensive a algelor bacilariofite ($33,56 \text{ g/m}^3$). În majoritatea cazurilor valorile biomasei n-au depășit limitele categoriei de troficitate „eutrof” (Figura 3.29.).

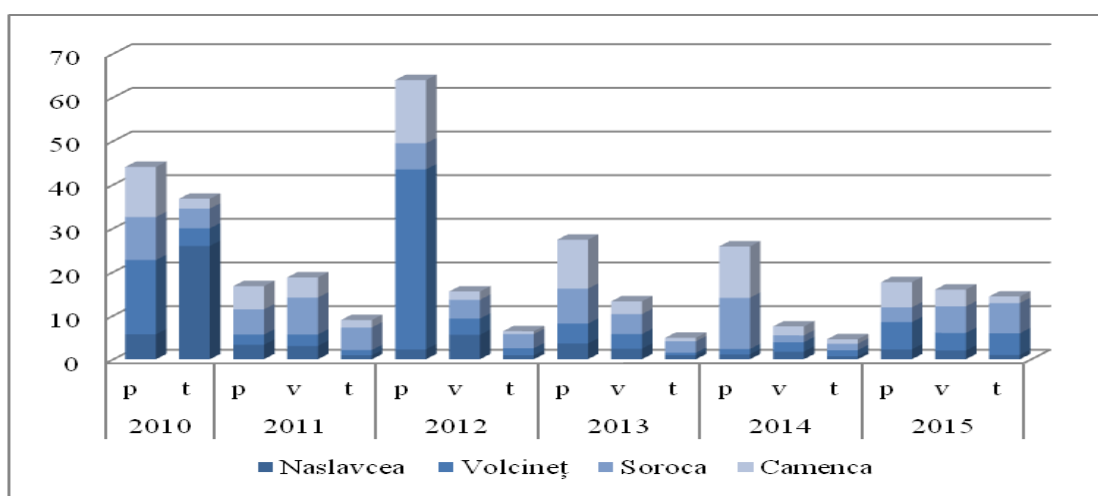


Fig. 3.29. Dinamica sezonieră (p-primăvara, v-vara, t-toamna) a biomasei fitoplanctonului (B-g/m^3) în sectorului mijlociu al fl.Nistru în perioada anilor 2010-2015

Sectorul inferior al fluviului Nistru în perioada anilor 2010-2015 se caracterizează prin dezvoltarea intensă a algelor planctonice. În formarea structurii comunităților de alge în acest sector este vădită contribuția lacului de acumulare Dubăsari, situat în amonte. A fost înregistrată dinamica sezonieră și anuală a valorilor efectivului și biomasei, care au oscilat de la $0,66 \text{ mln cel./l}$ până la $46,16 \text{ mln cel./l}$ și $0,63-15,64 \text{ g/m}^3$ respectiv (Figura 3.30). La stația Vadul lui Vodă în perioada de toamnă a anilor 2010 ($28,76 \text{ mln cel./l}$) și 2011 ($42,73 \text{ mln cel./l}$) au fost atestate cele mai înalte valori ale efectivului cauzate de dezvoltarea intensivă a algelor cianofite ($28,13 \text{ mln cel./l}$ și $42,59 \text{ mln cel./l}$ respectiv) *Synechocystis aquatilis* Sanv. și *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl. Valorile biomasei au variat în limitele $1,86-5,24 \text{ g/m}^3$ în perioada de primăvară, între $1,36-2,91 \text{ g/m}^3$ și $1,16-4,74 \text{ g/m}^3$ în perioada de toamnă. Conform valorilor biomasei

algelor planctonice apele acestui sector se referă la categoria de troficitate “eutrof” uneori “mezotrof”.

Efectivul fitoplanctonului la stația Varnița a variat de la 1,73 mln cel./l până la 5,1 mln cel./l primăvara, 2,19-46,16 mln cel./l vara, și toamna de la 0,66 mln cel./l până la 46,16 mln cel./l, fiind mai ridicate în toamna anului 2010 și în vara anului 2011, cu ponderea speciilor de alge cianofite (34,5 mln cel./l și 37,52 mln cel./l, respectiv) *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs *f.flos-aquae*, *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Oscillatoria kisselevii* Anissim, *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl. Valorile biomasei algelor planctonice oscilau primăvara în limitele 2,98-12,67 g/m³, iar în perioada de vară între 2,45-12,05 g/m³ cu ponderea algelor bacilariofite. Valori mai scăzute au fost atestate în perioada de toamnă variind în limitele 1,01-7,07 g/m³. Au fost atestată diminuarea valorilor biomasei din anul 2010 până în anul 2015. Valorile biomasei fitoplanctonului au fost situate în limitele categoriilor de troficitate “mezotrof-eutrof”.

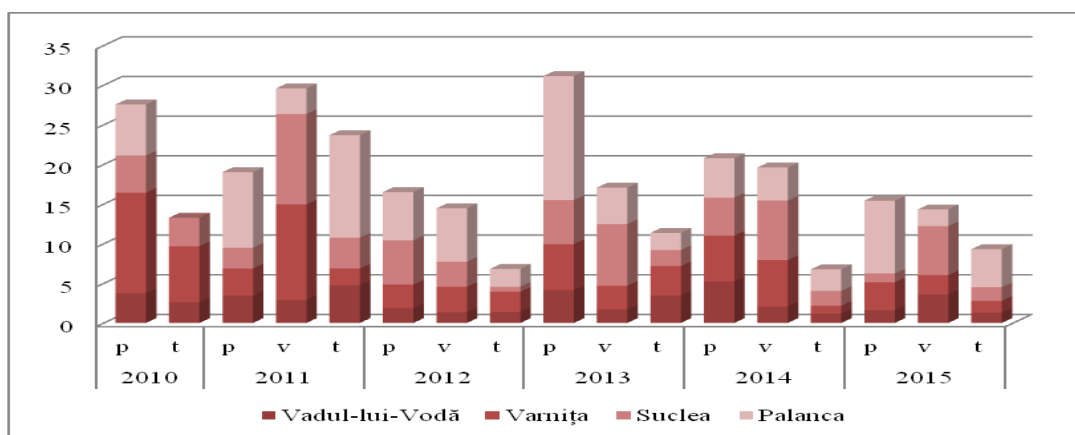


Fig. 3.30. Dinamica sezonieră (p-primăvara, v-vara, t-toamna) a biomasei fitoplanctonului (B-g/m³) sectorului inferior al fl.Nistru în perioada anilor 2010-2015

La stația Sucleia efectivul numeric al algelor planctonice a oscilat în limitele 0,76-33,86 mln cel./l. Valori mai înalte ale efectivului au fost înregistrate în toamna anului 2010 și vara anului 2011 (22,43 mln cel./l și 33,86 mln cel./l), cauzate de dezvoltarea în cantități mari a speciilor *Synechocystis aquatilis* Sanv. și *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs *f.flos-aquae*. Biomasa fitoplanctonului a variat în dependență de anotimp (1,11-5,58 g/m³ primăvara, 3,16-11,39 g/m³ vara, 0,63-3,9 g/m³ toamna), fiind mai scăzută în perioada autumnală. Valorile biomasei pe parcursul anilor 2010-2015 a fost în limitele categoriei de troficitate “eutrof” uneori “mezotrof”. Rolul principal la formarea biomasei fitoplanctonului la această stație aparține speciilor: *Nitzschia sigmoidea* (Ehr.) W.Sm. var.*sigmoidea*, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var.*palea*, *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. var.*olivaceum*, *Gyrosigma acuminatum*

(Kutz.) Rabenh. var. *acuminatum*, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Cyclotella ocellata* Pant., *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. var. *ulna*, *Melosira granulata* (Ehr.) Ralfs var. *granulata* din algele bacilariofite.

Valorile efectivului la stația Palanca oscilau de la 1,2 mln cel./l până la 7,82 mln cel./l în perioada de primăvară, între 6,22-16,16 mln cel./l vara și în limitele 5,3-26,16 mln cel./l în perioada de toamnă. Valori mai ridicate au fost atestate în vara și toamna anului 2011, cu ponderea speciilor din grupa *Cyanophyta* (12,78 mln cel./l și 18,85 mln cel./l): *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*, *Oscillatoria planctonica* Wolosz., *Synechocystis aquatilis* Sanv. Biomasa algelor planctonice a variat în limitele 4,96-15,64 g/m³ în perioada de primăvară, între 2,11-6,74 g/m³ vara și toamna 2,15-12,92 g/m³, fiind mai ridicate în perioada de primăvară 2013 și se situau în limitele categoriei de troficitate “politrof” cu ponderea speciilor din grupa *Bacillariophyta*: *Asterionella formosa* Hass, *Nitzschia sigmoidea* (Ehr.) W.Sm. var. *sigmoidea*, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw. Conform valorilor biomasei fitoplanctonului troficitatea la această stație se atribuie la categoria “eutrof”.

În sectorul inferior al fl. Nistru biomasa fitoplanctonului a oscilat primăvara în limitele 1,11-15,64 g/m³, în perioada de vară între 1,36-12,05 g/m³, iar în perioada autumnală de la 0,63 g/m³ până la 12,92 g/m³. Conform valorilor biomasei fitoplanctonului sectorul inferior al fl. Nistru se referă la categoria de troficitate „eutrof”. A fost stabilită tendința de micșorare a biomasei fitoplanctonului din primăvară spre toamnă (Figura 3.30.).

Lacul de acumulare Dubăsari

Influența antropică asupra ecosistemului lacului de acumulare Dubăsari este observată în toate sectoarele lacului și se reflectă în special asupra componenței și raportului dintre efectivul speciilor de plante și animale care viețuiesc în coloana de apă și în depunerile subacvatice. Dezvoltarea fitoplanctonului în lacul de acumulare Dubăsari depinde în mare măsură de conținutul substanțelor nutritive și cantitatea îngrășămintelor introduse pe câmpurile adiacente, care pătrund în lac cu apa pluvială sau din sectorul mijlociu al fl. Nistru. Formarea și dezvoltarea fitoplanctonului în lacul de acumulare Dubăsari depinde de calitatea fitoplanctonului care provine din fl. Nistru. Astfel algele planctonice sunt indicatori buni ai stării ecologice a apei și a calității ei.

Efectivul numeric în sectorul superior al lacului de acumulare Dubăsari pe parcursul investigațiilor a demonstrat variații semnificative cu valori cuprinse între 0,83 mln cel./l - 35,99 mln cel./l. Cele mai ridicate valori au fost atestate în perioada de vară în anii 2011, 2012, 2013. Valori mai scăzute au fost înregistrate în perioada de toamnă, care nu depășeau 6,09 mln cel./l. În componența fitoplanctonului a fost atestată ponderea speciilor din filumul *Cyanophyta*:

Synechocystis aquatilis Sanv. și *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl. Biomasa algelor planctonice oscila în limitele 1,1-12,35 g/m³, fiind mai ridicată în primăvara anilor 2010 (12,35 g/m³) și 2014 (11,56 g/m³), cauzată de dezvoltarea algelor bacilariofite cu biomasa 11,81 g/m³ și 10,62 g/m³, respectiv, atribuind sectorul superior al lacului la categoria de troficitate “politrof”, în alte cazuri valorile biomasei acestui sector au fost situate în limitele categoriei “eutrof”.

Sectorul mijlociu în comparație cu sectorul superior și inferior a demonstrat cele mai ridicate valori ale efectivului fitoplanctonului. În perioada de primăvară a anilor 2010-2015 efectivul fitoplanctonului oscila în limitele 3,13-10,86 mln cel./l. Componenta fitoplanctonului în această perioadă a fost reprezentată în temei de speciile *Coelastrum microporum* Nageli, *Fragillaria capucina* Desm. var. *capucina*, *Melosira granulata* (Ehr.) Ralfs var. *granulata*. Biomasa fitoplanctonului oscila de la 1,77 g/m³ până la 12,32 g/m³, fiind mai ridicată în anul 2012, când în formarea biomasei a fost atestată ponderea algelor bacilariofite. Perioada de vară se caracterizează prin cele mai înalte valori ale efectivului situate între 11,86-35,72 mln cel./l pe tot parcursul investigațiilor. Valori mai ridicate ale efectivului au fost cauzate de speciile: *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*, *Anabaena spiroides* Kleb. f. *spiroides*, *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Breb. f. *flos-aquae*, *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl., *Oscillatoria planctonica* Wolosz., *Oscillatoria subtilissima* Kutz., *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Merismopedia tenuissima* Lemm. Biomasa fitoplanctonului a oscilat în limite foarte mari 4,15 - 24,13 g/m³, cauzată fiind de dezvoltarea speciilor *Cocconeis placentula* Ehr. var. *placentula*, *Amphora ovalis* Kutz. var. *ovalis*, *Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh. var. *acuminatum*, *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm. var. *solea* și *Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh. din grupele *Bacillariophyta* și *Pyrrophyta*. Perioada de toamnă se caracterizează prin valori mai scăzute ale efectivului 5,92-11,29-mln cel./l și biomasei 2,52-17,61 g/m³. După valorile biomasei fitoplanctonului sectorul mijlociu al lacului Dubăsari se atribuie la categoria de troficitate “eutrof” periodic “politrof”.

Valorile efectivului algelor planctonice în sectorul inferior al lacului în perioada anilor 2010-2015 a variat în limitele 1,23-13,66 mln cel./l în perioada de primăvară, de la 13,06 mln cel./l până la 20,52 mln cel./l în perioada de vară și între 1,00-13,3 mln cel./l în perioada autumnală. Semnificație deosebită în formarea efectivului fitoplanctonului au avut speciile de alge din filumurile *Cyanophyta*, *Bacillariophyta*, *Chlorophyta*, *Euglenophyta*. În formarea efectivului a fost înregistrată ponderea algelor cianofite din care menționăm *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae* și *Merismopedia tenuissima* Lemm. Valorile biomasei fitoplanctonului au oscilat în dependență de anotimp (3,09-8,2 g/m³ primăvara, 8,74-22,99 g/m³ vara și 2,35-8,69 g/m³ toamna), atribuind sectorul inferior al lacului

la categoria de troficitate „eutrof” uneori „politrof”. Valorile mai scăzute de biomasă au fost atestate în perioada de toamnă pe tot parcursul cercetărilor.

Biomasa algelor planctonice din lacul Dubăsari în perioada de primăvară a variat de la 1,77 g/m³ până la 12,35 g/m³ în perioada de vară între 2,81-24,13 g/m³, iar în perioada de toamnă în limitele 1,1-17,61 g/m³ (Figura 3.31.).

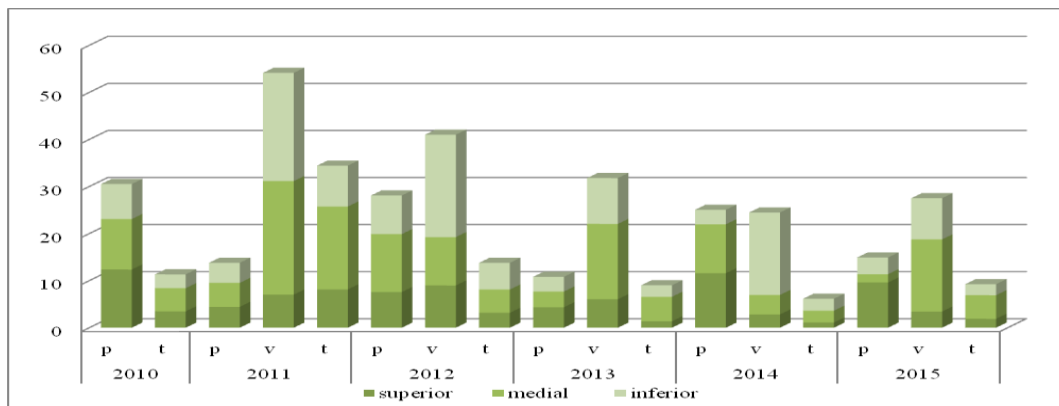


Fig. 3.31. Dinamica sezonieră (p-primăvara, v-vara, t-toamna) a biomasei fitoplanctonului (B-g/m³) lacului de acumulare Dubăsari în perioada anilor 2010-2015

Pe parcursul investigațiilor în lacul Dubăsari în perioada vernală ca și autumnală valorile biomasei au fost încadrate în limitele categoriei de troficitate „eutrof” uneori „mezotrof”. Valori mai ridicate au fost atestate în sectorul mijlociu al lacului Dubăsari. Cele mai ridicate valori ale biomasei au fost atestate în perioada estivală încadrându-se în multe cazuri în limitele categoriei de troficitate „politrof”.

Lacul Cuciurgan. În sectorul superior a lacului refregirent Cuciurgan efectivul fitoplanctonului se situa în limitele 2,48-54,84 mln cel./l, iar biomasă între 0,75-19,7 g/m³ (Figura 3.32.). Valori mai ridicate ale efectivului (27,96 mln cel./l) au fost înregistrate în primăvara anului 2010, în vara anului 2012 (43,35 mln cel./l) și în toamna anului 2011 (54,84 mln cel./l), unde era cea mai mare pondere a algelor cianofite -35,31 mln cel./l și clorofite-12,66 mln cel./l. Din speciile de alge cu dezvoltare intensă în această perioadă menționăm următoarele: *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.flos-aquae, *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Dictyosphaerium pulchellum*, *Scenedesmus quadricauda* Turp. var. *quadricauda*. Valori ridicate ale biomasei a fost atestate în toamna anului 2011-18,05 g/m³ și vara anului 2012 - 19,7 g/m³, condiționate de dezvoltarea algelor bacilariofite, care constituiau 7,65 g/m³ și 8,003 g/m³ respectiv, ce se atribuie categoriei de troficitate „politrof”. Cele mai des întâlnite specii cu biomasă individuală ridicată au fost: *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Melosira granulata* (Ehr.)

Ralfs var.*granulata*, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var.*palea*, *Euglena oxyuris* Schmarda var. *oxyuris*, *Euglena polymorpha* Dang., *Glenodinium gymnodinium* Penard.

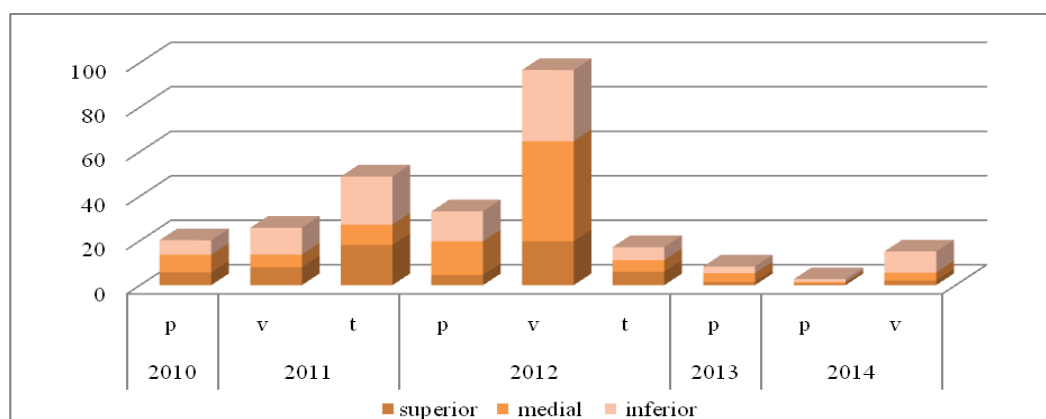


Fig.3.32. Dinamica sezonieră (p-primăvara, v-vara, t-toamna) a biomasei fitoplanctonului (B-g/m³) lacului refrigerent Cucuigran în perioada anilor 2010-2014.

Valorile efectivului în sectorul mijlociu al lacului Cucuigran au variat în limitele 0,59-40,73 mln cel./l, fiind mai ridicate în perioada de toamnă (29,1 mln cel./l) și primăvară (40,73 mln cel./l) anului 2011, când era constatată ponderea algelor cianofite-21,25 mln cel./l și clorofite- 5,42 mln cel./l și vara anului 2012 (30,31 mln cel./l). Speciile care s-au dezvoltat în cantități mari au fost *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.*flos-aquae*, *Anabaena spiroides* Kleb. f. *spiroides*, *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl., *Oscillatoria planctonica* Wolosz. Biomasa fitoplanctonului a oscilat în limitele 0,69-15,14 g/m³ în perioada de primăvară, 3,6-44,95 g/m³ în perioada de vară și între 5,21-9,14 g/m³ în perioada de toamnă, atribuind apele acestui sector la categoria de troficitate „politrof”. În mare măsură la formarea biomasei au contribuit speciile *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Melosira granulata* (Ehr.) Ralfs var.*granulata*, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. var.*ulna*, *Glenodinium gymnodinium* Penard., *Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh., *Peridinium cinctum* (O.F.M.) Ehr. var. *cinctum*, *Euglena oxyuris* Schmarda var. *oxyuris*, *Euglena polymorpha* Dang., *Lepocinclis fusiformis* (Carter) Lemm var. *fusiformis*.

Pe tot parcursul investigațiilor valori mai ridicate ale efectivului și biomasei au fost atestate în sectorul inferior al lacului de acumulare refrigerent Cucuigran. Valorile efectivului fitoplanctonului au variat în limitele 1,16-41,67 mln cel./l, cu biomasa 1,25-32,03 g/m³. Cele mai înalte valori ale efectivului fitoplanctonului au fost atestate în perioada de vară și toamnă a anilor 2011 și în perioada de vară 2012, condiționate de dezvoltarea semnificativă a algelor cianofie (15,5 mln cel./l) și clorofite (19,01 mln cel./l), dintre care *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.*flos-aquae*, *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Chlorella vulgaris* Beier., *Dictyosphaerium*

pulchellum Wood., *Scenedesmus quadricauda* Turp. var. *quadricauda*. Valorile biomasei au oscilat în dependența de anotimp, fiind situate în limitele 1,25-13,41 g/m³ în perioada de primăvară, 9,51-32,03 g/m³ în perioada de vară și între 5,84-21,63 g/m³ în perioada de toamnă. Valorile ridicate ale biomasei fitoplanctonului au fost provocate de dezvoltarea speciilor din grupele *Bacillariophyta*-11,19 g/m³ (*Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var. *palea*, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. var. *ulna*) și *Pyrrophyta*-10,09 g/m³ (*Glenodinium quadridens* (Stein.) Schiller., *Glenodinium gymnodinium* Penard.). După valorile biomasei apele sectorului inferior al lacului Cuciurgan se referă la categoria de troficitate „eutrof” periodic „politrof” (Figura 3.32.). Începînd din toamna anului 2012 se observă scăderea parametrilor cantitativi ai fitoplanctonului în toate sectoarele lacului refrigerent Cuciurgan.

Râul Prut. În sectorul mijlociu al râului Prut, la stația Badragi efectivul fitoplanctonului a variat de la 1,83 mln cel./l pînă la 13,89 mln cel./l, cu biomasa de 4,94-9,63 g/m³ (Figura 3.33.). Valori mai ridicate ale efectivului și biomasei au fost atestate în perioada de toamnă datorită dezvoltării mai abundente a speciilor din filumul *Cyanophyta* (4,833 mln cel./l) și *Bacillariophyta* (7,215 g/m³). Valorile biomasei fitoplanctonului se încadrau în limitele categoriei de troficitate „eutrof”.

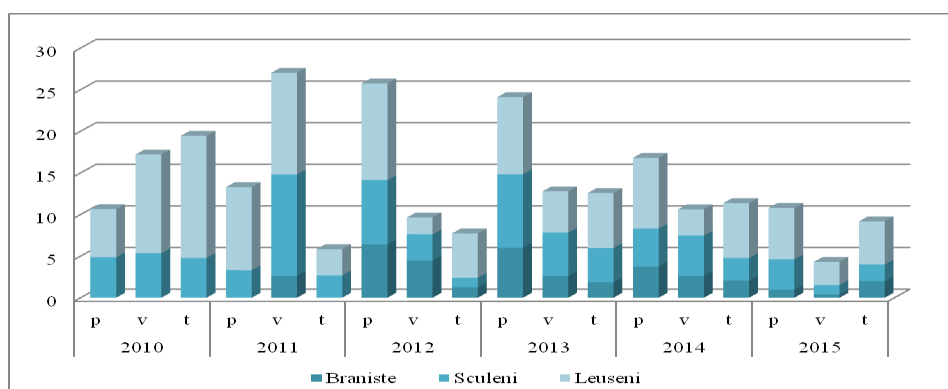


Fig. 3.33. Dinamica sezonieră (p-primăvara, v-vara, t-toamna) a biomasei fitoplanctonului (B-g/m³) sectorului mijlociu al r.Prut în perioada anilor 2010-2015.

La stația Braniște valorile efectivului în perioada de primăvara variaua în limitele 3,66-10,14 mln cel./l, vara între 0,36-9,78 mln cel./l și toamnă de la 0,99 mln cel./l pînă la 9,93 mln cel./l. Speciile de alge care se dezvoltau în cantități majorate au fost *Synechocystis aquatilis* Sanv., *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl., *Merismopedia tenuissima* Lemm. Valorile biomasei fitoplanctonului oscilau în perioada de primăvară între 0,97-6,41 g/m³, în perioada de vară în limitele 0,39-4,46 g/m³, iar toamna de la 1,24 g/m³ pînă la 2,06 g/m³ și se încadrau în limitele categoriei de troficitate „eutrof”, periodic „mezotrof”. La formarea biomasei fitoplanctonului în

acest sector contribuiau în mare măsură speciile de alge bacilariofite *Cymbella turgida* (Greg.) Cl., *Nitzschia sigmoidea* (Ehr.) W.Sm. var.*sigmoidea*, *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm.var.*solea*, *Diatoma vulgare* var. *lineare* Grun.

La stația Sculeni valorile efectivului fitoplanctonului au fost mai ridicate decât la stațiile menționate anterior și variaua de la 1,43 mln cel./l până la 16,64 mln cel./l în perioada de primăvară, între 2,73-102,18 mln cel./l în perioada de vară și între 1,26-25,2 mln cel./l în perioada de toamnă, fiind mai ridicate în vara anilor 2010, 2011 datorită dezvoltării speciilor *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.*flos-aquae*, *Oscillatoria kisselevii* Anissim, *Oscillatoria planctonica* Wolosz. și *Synechocystis aquatilis* Sanv. din grupa *Cyanophyta*. Biomasa fitoplanctonului a oscilat în limitele 3,3-8,82 g/m³ primăvara, 1,12-12,17 g/m³ vara și 1,15-4,78 g/m³ în perioada de toamnă, fiind mai ridicate în vara anului 2011 cu ponderea speciilor din grupa *Bacillariophyta*: *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var.*palea*, *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. var.*olivaceum* și *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm.var.*solea*. Conform valorilor biomasei fitoplanctonului st. Sculeni a r. Prut se atribuie categoriei de troficitate „eutrof” în majoritatea cazurilor, și doar în vara anului 2011 se referă la categoria „politrof”.

La stația Leușeni valorile efectivului au fost mai ridicate și oscilau în limitele 6,16-14,42 mln cel./l în perioada vernală, 2,69-81,26 mln cel./l în perioada estivală și între 8,89-29,01 mln cel./l în perioada autumnală. Cele mai ridicate valori ale efectivului fitoplanctonului au fost atestate în perioada estivală a anilor 2010 și 2011, cauzate de dezvoltarea intensă a algelor din grupa *Cyanophyta* (73,46 mln cel./l și 22,53 mln cel./l) și *Chlorophyta* (5,194 mln cel./l și 11,805 mln cel./l), dintre care mai frecvente au fost: *Anabaena spiroides* Kleb. f. *spiroides*, *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.*flos-aquae*, *Merismopedia tenuissima* Lemm., *Synechocystis aquatilis* Sanv.; *Coelastrum microporum* Nageli, *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.)W.et G.S.West, *Dictyosphaerium pulchellum* Wood. Biomasa fitoplanctonului a variat în perioada de primăvară de la 5,79 g/m³ până la 11,61 g/m³, în perioada de vară între 2,02-12,21 g/m³, iar toamna în limitele 3,16-14,67 g/m³. Valori mai ridicate ale biomasei fitoplanctonului au fost atestate în vara anilor 2010, 2011 și toamna anului 2010. La formarea biomasei au contribuit semnificativ speciile *Amphora ovalis* Kutz. var.*ovalis*, *Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh. var. *acuminatum*, *Nitzschia sigmoidea* (Ehr.) W.Sm. var.*sigmoidea*, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Melosira granulata* (Ehr.) Ralfs var.*granulata*. După valorile biomasei acest sector se referă la categoria de troficitate „eutrof” periodic „politrof”.

În sectorul mijlociu al râului Prut valorile biomasei fitoplanctonului în perioada de primăvară au oscilat în limitele 0,97-11,61 g/m³, în perioada de vară între 0,39-12,21 g/m³, iar în perioada de toamnă de la 1,15 g/m³ până la 14,96 g/m³. Valorile cele mai ridicate ale biomasei

fitoplanctonului au fost atestate în vara anului 2011 la stația Sculeni ce se referă la categoria de troficitate „politrof”. În majoritatea cazurilor valorile biomasei în sectorul mijlociu al r. Prut se situau în limitele categoriei de troficitate „eutrof”.

În sectorul inferior al r. Prut la st.Leova efectivul numeric al fitoplanctonului a variat în limitele 4,52-26,48 mln cel./l în perioada de primăvară, între 1,06-24,26 mln cel./l vara și de la 12,06 până la 18,22 mln cel./l în perioada de toamnă, fiind mai ridicat în anul 2012 vara și în anul 2014 primăvara (Figura 3.34.). Efectivul destul de ridicat al fitoplanctonului a fost cauzat de dezvoltarea algelor cianofite (17,265 mln cel./l și 21,099 mln cel./l), cu ponderea speciilor *Merismopedia tenuissima* Lemm. și *Synechocystis aquatilis* Sanv. Biomasa fitoplanctonului a variat de la 4,06 g/m³ până la 10,37 g/m³ în perioada de primăvară, între 1,08-6,19 g/m³ în perioada de vară și de la 3,29 g/m³ până la 7,89 g/m³ toamna. Valori mai ridicate ale biomasei fitoplanctonului au fost atestate în primăvara anului 2014 cauzate de dezvoltarea algelor bacilariofite *Nitzschia sigmaidea* (Ehr.) W.Sm. var.*sigmaidea*, *Synedra acus* Kutz. var.*acus*, *Stauroneis anceps* Ehr.var.*anceps* cu biomasa de 7,008 g/m³. Valorile biomasei în majoritatea cazurilor se încadrau în limitele categoriei de troficitate „eutrof”, periodic „mezotrof”.

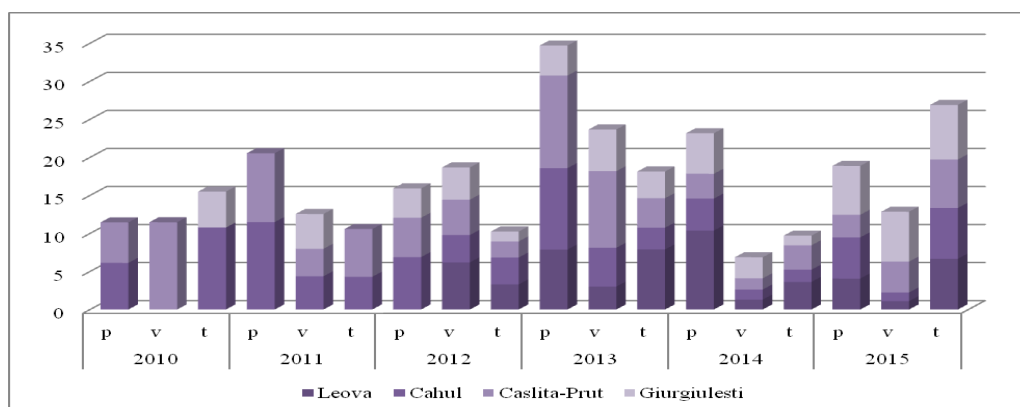


Fig. 3.34. Dinamica sezonieră (p-primăvara, v-vara, t-toamna) a biomasei fitoplanctonului (B-g/m³) sectorului inferior al r.Prut în perioada anilor 2010-2015.

La Cahul se observă micșorarea valorilor efectivului numeric și biomasei din anul 2010 până în anul 2015. În perioada de primăvară efectivul fitoplanctonului a variat în limitele 4-21,7 mln cel./l, în perioada de vară între 2,3-25,34 mln cel./l și toamna de la 8,79 mln cel./l până la 36,93 mln cel./l, fiind mai ridicat în toamna anului 2010 și vara anului 2012 cu ponderea speciilor din grupa *Cyanophyta* (24,065 mln cel./l și 22,633 mln cel./l) *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.*flos-aquae*, *Oscillatoria planctonica* Wolosz., *Synechocystis aquatilis* Sanv. și *Merismopedia tenuissima* Lemm. Valorile biomasei au oscilat în limitele 4,21-11,49 g/m³ în perioada de primăvară, de la 1,15 g/m³ până la 5,11 g/m³ în perioada de vară și între 1,61-10,77

g/m³ în perioada de toamnă. Astfel a fost atestată diminuarea biomasei fitoplanctonului din primăvară spre toamna. Valori mai ridicate au fost atestate în primăvara anului 2011 datorită ponderii algelor bacilariofite (9,435 g/m³) *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Melosira italica* (Ehr.) Kutz. var. *italica* și *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var. *palea*. În corespundere cu valorile biomasei la stația Cahul r. Prut se atribuie în majoritatea cazurilor la categoria de troficitate „eutrof”.

Efectivul fitoplanctonului la st. Câșlița-Prut oscila în limitele 5,26-24,51 mln cel./l primăvara, 1,12-37,42 mln cel./l vara și 1,68-21,83 mln cel./l în perioada autumnală. Efectivul cel mai ridicat a fost atestat în vara anului 2014, fiind cauzat de dezvoltarea intensă a algelor *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*, *Merismopedia tenuissima* Lemm. și *Synechocystis aquatilis* Sanv. din grupa *Cyanophyta* (29,263 mln cel./l). Biomasa fitoplanctonului a fost în descreștere din primăvară spre toamnă, fiind mai scăzută în anul 2014, atribuindu-se categoriei de troficitate „mezotrof”. Valorile biomasei au variat în perioada de primăvară în limitele 2,97-12,17 g/m³, vara între 1,47-11,47 g/m³ și toamna de la 2,12 g/m³ până la 6,37 g/m³ cu valori mai ridicate în perioada de primăvara și vară a anilor 2010, 2013. În componența fitoplanctonului a fost atestată ponderea speciilor de alge bacilariofite *Cyclotella ocellata* Pant., *Cymbella turgida* (Greg.) Cl., și *Euglenophyta*: *Phacus pleuronectes* (Ehr.) Duj. var. *pleuronectes*, *Euglena oxyuris* Schmarda var. *oxyuris* și *Strombomonas fluviatilis* (Lemm.) Defl. var. *fluviatilis*. În majoritatea cazurilor valorile biomasei acestui sector se referă la categoria de troficitate „eutrof”.

La formarea fitoplanctonului la stația Giurgiulești în mare măsura influențează portul naval care contribuie la majorarea cantităților particulelor în suspensie și reducerea transparenței apei până la 10-15 cm. Efectivul fitoplanctonului în perioada vernală a variat în limitele 2,12-13,76 mln cel./l, în perioada estivală între 1,49-13,33 mln cel./l și în perioada autumnală de la 1,3 mln cel./l până la 7,49 mln cel./l. Valorile mai ridicate ale efectivului fitoplanctonului au fost atestate în primăvara și vara anului 2012, cauzate de dezvoltarea algelor cianofite (11,599 mln cel./l și 11,332 mln cel./l) din care mai frecvente au fost *Synechocystis aquatilis* Sanv. și *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*, *Merismopedia tenuissima* Lemm. Valorile biomasei în perioada de primăvară au oscilat în limitele 3,86-6,43 g/m³, în perioada de vară au fost situate între 2,78-6,56 g/m³, iar în perioada autumnală între 1,27-7,17 g/m³, fiind mai ridicate în perioada de vară a anului 2013. În formarea biomasei o contribuție semnificativă au avut speciile *Surirella robusta* var. *splendida* Ehr., *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr. var. *ulna*, *Cyclotella meneghiniana* Kutz var. *meneghiniana*. și în acest sector al râului, în majoritatea

cazurilor, valorile biomasei fitoplanctonului se încadrează în limitele categoriei de troficitate „eutrof”.

În urma investigațiilor fitoplanctonului r. Prut s-a stabilit că valorile biomasei în decursul anilor 2010-2015 au fost mai ridicate în sectorul inferior a râului. Au fost atestate tendințe de micșorare a biomasei din primăvară spre toamnă. După valorile biomasei fitoplanctonului râul Prut se atribuie categoriei de troficitate „eutrof”, periodic „mezotrof”.

3.4. Concluzii la capitolul 3

1. În urma unui studiu multianual al fitoplanctonului ecosistemelor acvatice situate în bazinele hidrografice Nistru (lacurile de acumulare Dubăsari și Cuciurgan) și Prut au fost identificate 210 de specii și taxoni interspecifici de alge.
2. Valorile mai înalte ale indicelui Shannon și numărul maxim de specii identificate în probe au fost înregistrate în lacul de acumulare Dubăsari, lacul refrigerant Cuciurgan și sectorul inferior a râului Prut în special în perioada de vară.
3. Cea mai înaltă valoare a indicelui de similaritate Sorensen (70%) a fost stabilită pentru stația Camenca din sectorului mijlociu al fl.Nistru și stația Erjova din sectorului superior a lacului de acumulare Dubăsari.
4. Indicele α (alfa) sau diversitatea intrabiotopică calculat pentru diferite stații situate pe fl.Nistru și lacul de acumulare Dubăsari, a înregistrat valori mai ridicate pentru sectorul mijlociu și inferior al lacului Dubăsari și st. Palanca (sectorul inferior al fl.Nistru).
5. În premieră pentru ecosistemele acvatice din Moldova au fost atestate 3 specii invazive alogene de alge *Amphora veneta*, *Nitzschia Kuetzingiana* și *Surirella robusta*. Dintre cele 211 specii identificate în ecoistemele acvatice au fost atestate 3 specii de alge invazive autohtone *Merismopedia tenuissima*, *Synechocystis aquatilis* și *Aphanizomenon flos-aquae*, care se dezvoltă în cantități mari și provoacă fenomenul „înfloririi” apei.
6. Studiul complex al ecosistemelor investigate a pus în evidență o dinamică sezonieră bine pronunțată a parametrilor structural-funcționali ai fitoplanctonului: valorile maxime ale efectivului și biomasei fiind înregistrate în perioada estivală, iar cele minime în perioada autumnală.
7. Conform valorilor biomasei fitoplanctonului, lacul de acumulare Cuciurgan, Nistru inferior, Prutul mijlociu și inferior pot fi atribuite categoriei ecosistemelor „eutrofe” periodic „mezotrofe”, iar lacul de acumulare Dubăsari și sectorul mijlociu al fl. Nistru categoriei ecosistemelor „eutrofe” periodic „politrof”.

4. ALGELE PLANCTONICE INDICATORI AI CALITĂȚII APEI ECOSISTEMELOR ACVATICE DIN BAZINUL FLUVIULUI NISTRU ȘI AL RÂULUI PRUT

Sursele principale de poluare a apelor de suprafață sunt deversările apelor industriale și menajere, complexe zootehnice, evacuările transportului acvatic, substanțele utilizate la prelucrarea câmpurilor agricole (erbicide, pesticide, etc). Cantități mari de poluanți introduse în apă, determină modificări calitative a apei și apariția caracteristicilor organoleptice care nu sunt inerente pentru ape pure (miros neplăcut, gust, turbiditate, etc). De asemenea se schimbă compoziția chimică a apei, apar substanțe toxice. Efectul dăunător al apelor uzate se reflectă în special asupra proceselor de oxidare care condiționează scăderea conținutului de oxigen dizolvat și creșterea consumului biochimic de oxigen [23].

Algele planctonice sunt foarte sensibile la modificarea condițiilor mediului acvatic. Datorită sensibilității înalte a algelor la conținutul diferitor substanțe chimice în apă, ele pot fi utilizate la evaluarea biologică a calității apei. În ecologia acvatică în acest scop se utilizează sistemul saprobității apei, care presupune evaluarea gradului de contaminare cu substanțe organice și cu produsele lor de degradare.

Producția primară și destrucția substanțelor organice sunt caracteristici importante ale stării ecosistemului acvatic din punctul de vedere al calității apei. Producția intensă a substanțelor organice în procesul dezvoltării excesive a fitoplanctonului provoacă eutrofizarea ecosistemelor. S-a demonstrat că producția primară (A) și destrucția (R) determină caracterul eficacității proceselor producționale în ecosistemele acvatice. Raportul A/R se schimbă în timpul poluării și autopurificării, prin urmare poate fi folosit pentru caracteristica nivelului de impurificare organică în ecosisteme și a componentei substanțelor ce-l impurifică [23].

4.1. Algele planctonice indicatori ai calității apei ecosistemelor fluviale (fl.Nistru, r.Prut).

Fluviul Nistru Din numărul total de specii de alge care au fost identificate în fl.Nistru (137 specii și varietăți de fitoplancton) 78 sunt indicatoare ale saprobității apei (Tabelul A1.1.). În perioada anilor 2010-2015 a fost înregistrată ponderea speciilor β -mezosaprobe care au constituit 56%, din care cel mai des întâlnite au fost: *Cocconeis placentula*, *Cyclotella Kuetzingiana*, *Cymbella lanceolata*, *Gomphonema olivaceum*, *Gyrosigma acuminatum*, *Nitzschia sigmoidea*, *Synedra acus*, *Synedra ulna*, *Trachelomonas hispida*, *Scenedesmus quadricauda*. Speciile α -mezosaprobe au constituit 12%, din care mai frecvente au fost: *Navicula criptocephala*, *Navicula pygmaea*, *Nitzschia acicularis*, *Nitzshia palea*, *Euglena polymorpha*.

Speciile o- β mezosaprobe au constituit 10% din numărul speciilor indicatoare ale saprobității apei, din ele mai frecvente au fost speciile: *Anabaena spiroides*, *Amphora ovalis*, *Asterionella formosa*. Speciile o-oligosaprobe au constituit doar 6% și au fost reprezentate de: *Gloeocapsa turgida*, *Dinobryon sertularia*, *Cyclotella comta*, *Nitzschia hantzschiana*. Speciile β -o saprobe au înregistrat 4% din care mai frecvente au fost: *Navicula grasilis*, *Euglena hemichromata*, *Oocystis lacustris*. 6% au fost reprezentate de speciile ρ - α mezosaprobe, α - β mezosaprobe, χ -censosaprobe și ρ -polisaprobe din care: *Euglena viridis*, *Chlorella vulgaris*; *Cyclotella meneghiniana*; *Fragillaria virescens* și *Oscillatoria lauterbornii* (Figura 4.1.).

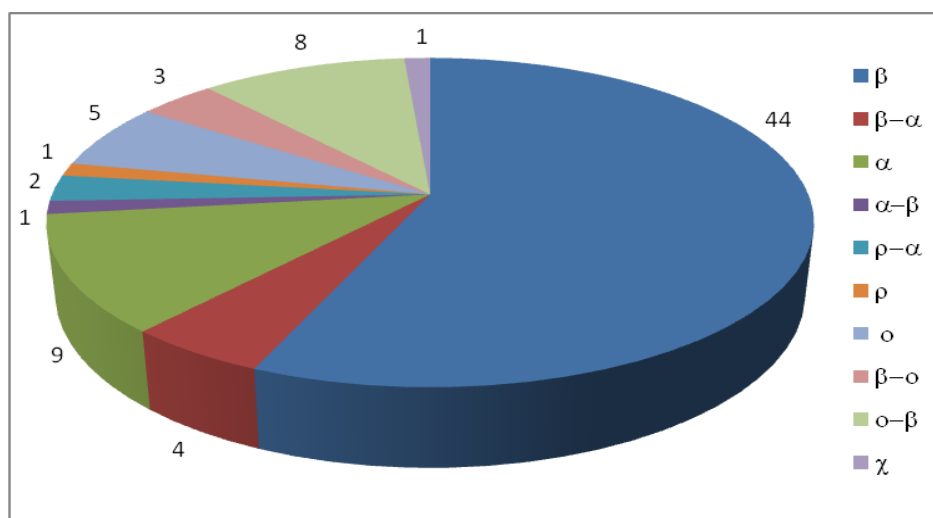


Fig. 4.1. Distribuția speciilor indicatoare din componența fitoplanctonului în zonele de saprobitate în fl.Nistru în perioada anilor 2010-2015

În fluviu Nistru au fost înregistrate fluctuații în limite mari ale indecelui saprobic în aspect sezonier și în diferite sectoare ale râului. Valorile indicelui saprobității s-au încadrat în limitele zonelor β -mezosaprobe (1,87-2,40) și α -mezosaprobe (2,68-3,10). Analiza indicelui de saprobitate în sectorul mijlociu și inferior al fl. Nistru ne-a permis să constatăm fluctuații semnificative ale nivelului de poluare pe cursul fluviului. **În sectorul mijlociu al fl.Nistru** valorile indicelui de saprobitate au variat în limitele 1,19-2,90, iar în cel inferior între 1,73-2,83 cu valorile medii 2,27 și 2,38 respectiv (Tabelul 4.1.). Pe tot cursul fluviului Nistru transparența apei a fost de 1-2 m, cu excepția stațiilor Soroca, Sucleia, Palanca, unde transparența era de 30-80 cm.

Tabelul 4.1. Variațiile valorilor medii sezoniere ale indicelui saprobic în fl.Nistru
în perioada anilor 2010-2015

Stațiile	primăvara	vara	toamna
Naslavcea	<u>1,19-2,54</u> 1,93±0,18	<u>1,65-2,28</u> 1,88±0,11	<u>1,60-2,50</u> 2,19±0,13
Vălcineț	<u>1,73-2,43</u> 2,02±0,11	<u>1,67-2,87</u> 2,27±0,16	<u>1,7-2,9</u> 2,1±0,17
Soroca	<u>1,4-2,11</u> 1,91±0,10	<u>2,05-2,49</u> 2,25±0,09	<u>1,88-2,32</u> 2,15±0,06
Camenca	<u>1,7-2,48</u> 2,10±0,11	<u>1,81-2,10</u> 1,94±0,04	<u>1,74-2,65</u> 2,10±0,13
Vadul-lui-Vodă	<u>1,95-2,16</u> 2,05±0,03	<u>2,06-2,24</u> 2,15±0,03	<u>1,98-2,59</u> 2,38±0,09
Varnița	<u>1,95-2,44</u> 2,21±0,08	<u>1,8-2,69</u> 2,21±0,14	<u>1,96-2,63</u> 2,34±0,11
Sucleia	<u>1,94-2,56</u> 2,24±0,11	<u>1,92-2,83</u> 2,23±0,15	<u>1,73-2,6</u> 2,37±0,13
Palanca	<u>2,02-2,55</u> 2,33±0,08	<u>1,74-2,09</u> 1,86±0,06	<u>1,75-2,27</u> 1,92±0,09

La stația Naslavcea, care este semnificativ influențată de calitatea apei în lacul de baraj Dnestrovsc, valoarea indecelui saprobic în perioada investigațiilor noastre a variat în limitele 1,19-2,54 fiind mai ridicată în perioada de primăvara și toamnă, și indica calitatea apei de clasa II-III (bună-poluată moderat) (Figura 4.2., 4.3., 4.4.).

Fitoplanctonul era reprezentat în temei de speciile din grupa *Bacillariophyta*, care în majoritate se refereau la speciile β -mezosaprobe (17 specii din 36 specii indicatori): *Diatoma vulgare* Bory var.vulgare, *Nitzschia sigmoidea* (Her.) W.Sm. var.sigmoidea, *Gomphonema constrictum* Her. Var. *constrictum* și α -mezosaprobe (6 specii): *Navicula pygmaea* Kutz., *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*, *Nitzschia Hyngarica* Grun. A fost atestate și specii o-oligosaprobe (*Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh., *Gloeocapsa turgida* (Kutz.) Hollerb. *F.turgida*).

Stația Volcineț a fost caracterizată prin prezența algelor β -mezosaprobe (14 specii) și α -mezosaprobe (7 specii), indicele saprobității a variat în limite 1,73-2,43 primăvara, 1,67-2,87 vară, și 1,7-2,9 toamnă. În perioada anilor 2010-2015 la Volcineț cea mai ridicată valoare a indicelui saprobic a fost 2,9 în toamna anului 2011 și 2,87 în vara anului 2012, atribuindu-se claselor calității apei II-III (bună-poluată moderat) (Figura 4.2., 4.3., 4.4.).

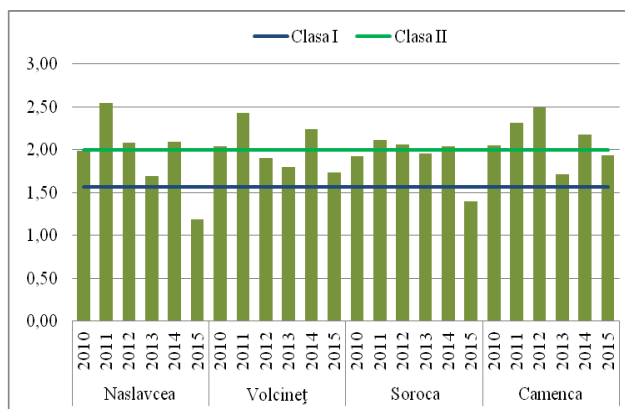


Fig.4.2. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de primăvară în sectorul mijlociu al fl.Nistru în perioada anilor 2010-2015

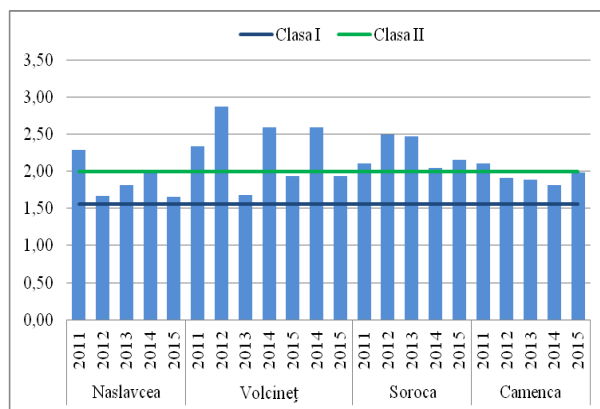


Fig.4.3. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de vară în sectorul mijlociu al fl.Nistru în perioada anilor 2011-2015

Valorile indicelui saprobic la stația Soroca a variat între 1,4-2,11 primăvara, 2,05-2,49 vară și 1,88-2,32 toamna. Cele mai scăzute valori ale indicelui saprobic au fost înregistrate în primăvara anului 2010 (1,93), în primăvara (1,95) și toamna (1,88) anului 2013; în primăvara anului 2015 valoarea indicelui saprobității a fost de doar 1,4. Valorile indicelui saprobic au fost mai ridicate în vara anului 2012 (2,49), încadrându-se în limitele claselor calității apei II-III (bună-poluată moderat), transparența apei acestui sector a variat în limitele 60-70 cm.

La stațiile Volcineț și Soroca au fost înregistrate specii care sunt caracteristice pentru apele puternic încărcate cu substanțe organice și se referă la speciile α -mezosaprobe: *Navicula cryptocephala* Kutz. Var.*cryptocephala*, *Navicula pygmaea* Kutz., *Hantzschia amphioxys* Grun. Var.*amphioxys*, *Nitzschia Hyngarica* Grun., *Oscillatoria tenuis* Ag. *F.tenuis*. N-au fost atestate specii oligosaprobe care se întâlneau în sectorul inferior al fluviului Nistru (Figura 4.2., 4.3., 4.4.).

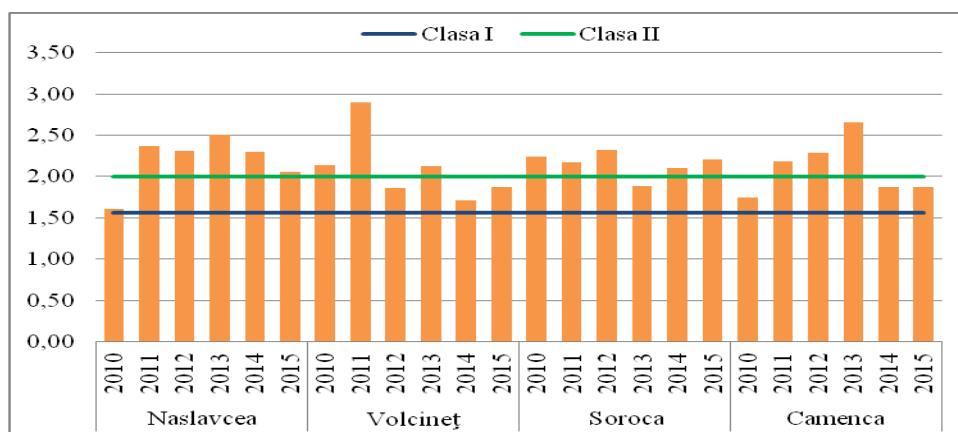


Fig.4.4. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de toamnă în sectorul mijlociu al fl.Nistru în perioada anilor 2010-2015

La stația Camenca mai ridicate au fost valorile indicelui saprobic în anul 2012 primăvara (2,49) și 2013 toamna (2,66). Indecelul saprobității a variat în perioada de primăvară între 1,7-2,48, în perioada estivală a fost în descreștere de la 2,10 în anul 2011 până la 1,87 în anul 2014 (Figura 4.2., 4.3., 4.4.). Perioada de toamnă era caracterizată prin creșterea indecelui saprobic de la 2,1 în 2010 până la 2,66 în anul 2013. În anii 2014 și 2015 indecele saprobic era mai scăzut (1,87) și se referea la clasele calității apei II-a și III-a (bună-poluată moderat). Fitoplanctonul a fost reprezentat de speciile β -mezosaprobe (22 specii din 40 specii indicatoare): *Cymbella ventricosa* Kutz. Var. *ventricosa*, *Navicula exigua* (Greg.) O.Mul. var.*exigua*, *Coelastrum microporum* Nageli, *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f.*flos-aquae* și α -mezosaprobe (6 specii) *Navicula pygmaea* Kutz., *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var.*palea*. Au fost atestate 2 specii oligosaprobe (*Dinobryon sertularia* Her.var.*sertularia*, *Nitzschia hantzschiana* Rabenh.). Au fost întâlnite specii χ -xenosaprobe (*Fragillaria virescens* Ralfs var. *virescens*) și ρ -polisaprobe (*Oscillatoria lauterbornii* Schmidle), care n-au fost atestate la stațiile precedente.

În sectorul inferior al fl. Nistru valorile indecelui saprobic se caracterizează prin oscilații de la 1,74 în perioada de toamnă a anului 2010 până la 2,84 în vara anului 2012 (Figura 4.5., 4.6., 4.7.). În sectorul inferior al fl.Nistru au fost identificate specii de alge cu toleranță saprobică ridicată și cu maximul de apariție în zona β -mezosaprobă: *Cocconeis pediculus* Her. Var. *pediculus*, *Stauroneis anceps* Her.var.*anceps*, *Strombomonas fluviatilis* (Lemm.) Defl. Var. *fluviatilis*, *Trachelomonas volvocina* Her., *Phacus pleuronectes* (Her.) Duj. Var. *pleuronectes*, *Pandorina morum* (Mull.) Bory, *Scenedesmus brasiliensis* Bohlin var.*brasiliensis*, *Lagerheimia genevensis* Chod. Var. *genevensis*. În sectorul inferior al fl. Nistru speciile α -mezosaprobe au fost reprezentate în cantități mai scăzute decât în cel mijlociu. Apar specii cu preferință pentru zona o-oligosaprobă: *Dinobryon sertularia* Her.var.*sertularia*, *Nitzschia hantzschiana* Rabenh., *Cyclotella comta* (Her.) Kutz. Var.*comta*.

Impact semnificativ asupra dinamicii dezvoltării și distribuirii speciilor de alge planctonice în sectorul inferior al fluviului Nistru are lacul de acumulare Dubăsari, situate în amonte. Din sectorul superior al lacului până la baraj din componența fitoplanctonului se reduce semnificativ numărul speciilor reofile. Locul lor este ocupat de speciile limnofile, care uneori sunt dominante în sectorul inferior al lacului.

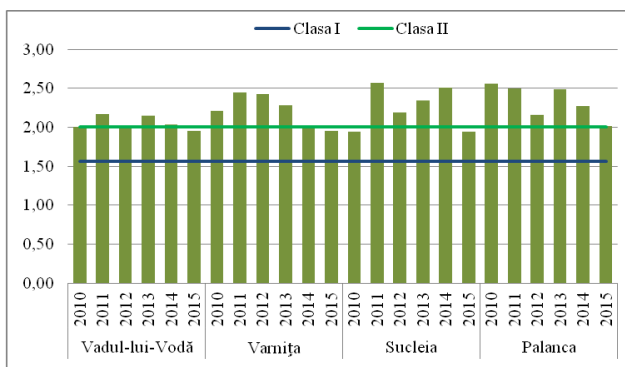


Fig.4.5. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de primăvară în sectorul inferior al fl.Nistru în perioada anilor 2010-2015

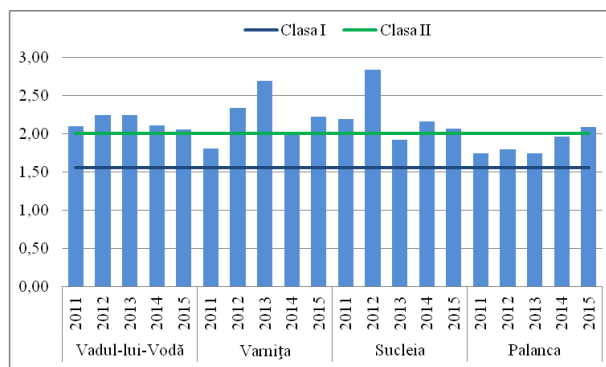


Fig.4.6. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de vară în sectorul inferior al fl.Nistru în perioada anilor 2011-2015

La stația Vadul-lui-Vodă valorile indecelui saprobic oscilau preponderent în limitele 1,95-2,16 primăvara, 2,06-2,24 în perioada de vară și 1,98-2,59 în perioada de toamnă, valori ce se referă la clasa calității apei III-a (poluată moderat) (Figura 4.5., 4.6., 4.7.). Fitoplanctonul a fost reprezentat de speciile β -mezosaprobe (20 specii din 31 specii indicatoare), dintre care cele mai des întâlnite au fost: *Cocconeis placentula* Her. var. *placentula*, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. Var.*olivaceum*, *Nitzschia sigmoidea* (Her.) W.Sm. var.*sigmoidea*, *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.*flos-aquae*. Au fost atestate și specii α -mezosaprobe (*Navicula cryptocephala* Kutz. Var.*cryptocephala*, *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var.*palea*) și o-oligosaprobe (*Cyclotella comta* (Her.) Kutz. Var.*comta*).

La stația Varnița valorile indicelui saprobității n-au depășit 2,69. În perioada de primăvară valorile indicelui saprobic au variat între 1,95-2,44, vara între 1,8-2,69, iar toamna în limitele 1,96-2,63, valori ce se referă la calitatea apei de clasele

II-III (bună-poluată moderat). Au fost identificate specii de fitoplancton care se referă în majoritate la speciile β -mezosaprobe (27 specii din 45 specii indicatoare ale calității apei): *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Cocconeis pediculus* Her. Var. *pediculus*, *Lagerheimia genevensis* Chod. Var. *genevensis*, *Stauroneis anceps* Her.var.*anceps*, *Pandorina morum* (Mull.)Bory. Specii α -mezosaprobe a fost reprezentate de (5 specii): *Navicula pygmaea* Kutz., *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*, *Hantzschia amphioxys* Grun. Var.*amphioxys*. A fost atestată specia cu preferință pentru zona oligosaprobă - *Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh.

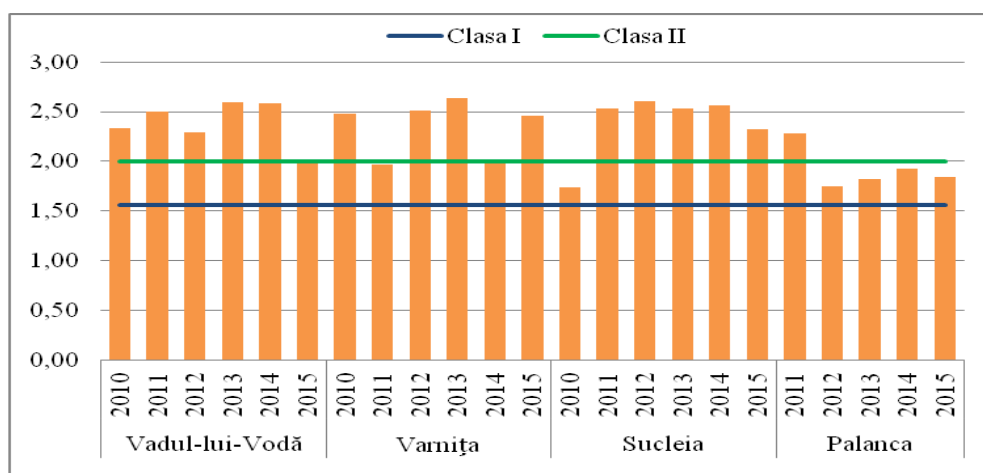


Fig. 4.7. Variațiile ale valorilor indicelui saprobic în sectorul inferior al fl.Nistru toamna în perioada anilor 2010-2015

Cele mai înalte valori ale indicelui saprobic au fost înregistrate la stația Sucleia, în special în vara anului 2012 (2,84). În perioada de toamnă indicele saprobității era în creștere de la 1,73 până la 2,60, valorile indicelui saprobic în primăvară au variat în limitele 1,94-2,56, iar vara între 1,92-2,83, calitatea apei fiind atribuită claselor a II-a și a III-a (bună-poluată moderat) (Figura 4.5., 4.6., 4.7.). La st. Sucleia fitoplanctonul a fost reprezentat de 41 specii indicatoare ale calității apei dintre care 25 sunt specii β -mezosaprobe: *Cymatopleura eliptica* (Breb.) W.Sm. var. *eliptica*, *Navicula exigua* (Greg.) O.Mul. var. *exigua*, *Synedra acus* Kutz. Var. *acus*, *Ankyra ancora* (G.M.Smith) Fott f. *Ancora*, *Actinastrum hantzschii* Lagerh. Var. *hantzschii*. Specii α -mezosaprobe și o-oligosaprobe au fost reprezentate de: *Navicula cryptocephala* Kutz. Var. *cryptocephala*, *Euglena polymorpha* Dang. și *Gloeocapsa turgida* (Kutz.) Hollerb. *F.turgida*.

La stația Palanca fitoplanctonul a fost reprezentat de speciile β -mezosaprobe, α -mezosaprobe și polisaprobe: *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. Var. *olivaceum*, *Trachelomonas volvocina* Her., *Coelastrum microporum* Nageli, *Phacus pleuronectes* (Her.) Duj. Var. *pleuronectes*; *Navicula cryptocephala* Kutz. Var. *cryptocephala*, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var. *palea*, *Navicula pygmaea* Kutz.; *Euglena viridis* Her. Var. *viridis*, *Chlorella vulgaris* Beier. Valorile indecelui saprobității oscilau preponderent în limitele 2,02-2,55 primăvara, vara între 1,74-2,09 și toamna de la 1,75 până la 2,27, valori ce indicau calitatea apei de clasele II-III (bună-poluată moderat).

Pe tot cursul fl.Nistru au fost identificate specii de alge cu toleranță saprobică ridicată, cu maximul de apariție în zona β -mezosaprobă: *Cocconeis pediculus* Ehr. Var. *pediculus*, *Cymatopleura eliptica* (Breb.) W.Sm. var. *eliptica*, *Navicula exigua* (Greg.) O.Mul. var. *exigua*,

Melosira granulata (Ehr.) Ralfs var.*granulata*. Pe parcursul anilor 2010-2015 de la Naslavcea până la Palanca numărul speciilor indicatoare ale calității apei crește. În sectorul inferior al fl.Nistru mai des apăreau speciile cu preferința pentru zona o-oligosaprobă (Tabelul 4.2.).

Tabelul 4.2. Numărul speciilor indicatoare ale calității apei în fl.Nistru
în perioada anilor 2010-2015

	Naslavcea	Volcineț	Soroca	Camenca	Vadul-lui-Voda	Varnița	Sucleia	Palanca
total specii	57	49	66	61	52	78	76	77
total specii indicatori	36	31	39	40	31	45	41	47
β	17	14	24	22	20	27	25	28
$\beta-\alpha$	2	2	2	3	2	4	4	3
α	6	7	5	6	3	5	4	5
$\alpha-\beta$		1				1	1	1
$\rho-\alpha$	1	2	1	1	1	1	1	2
o	2			2	1	1	1	2
$\beta-o$	2	1	2	1	1	1	1	1
$o-\beta$	5	3	4	3	3	5	4	4
χ	1	1	1	1				1
ρ				1				

Notă: β , α , $\beta-\alpha$ -specii mezosaprobe; o-oligosaprobe; χ -xenosaprobe și ρ -polisaprobe

În sectorul mijlociu al fl.Nistru indicele autoepurării A/R a variat în perioada de primăvară în limitele 0,03-1,6 cu valoarea medie $0,39 \pm 0,1$, în perioada de vară de la 0,02 până la 1,57 cu valoarea medie $0,37 \pm 0,09$, iar în perioada de toamna 0,02-0,81 și valoarea medie $0,21 \pm 0,05$. Valori mai ridicate au fost atestate în perioada de primăvară 2011 (Volcineț) și vară 2012 (Camenca). Valorile medii ale indicelui autoepurării A/R indică calitatea apei de clasa III-a (poluată moderat) și uneori clasa IV-a (poluată). La procesele producțional-destrucționale în

sectorul mijlociu al fl.Nistru în mare măsură contribuie dezvoltarea intensivă a macrofitelor (st. Volcineț, Soroca) (Tabelul 4.3.).

Tabelul 4.3.Variațiile valorilor raportului A/R în fl.Nistru în anii 2010-2015

Sectoare	primăvara	vara	toamna
mijlociu	$\frac{0,03-1,6}{0,39 \pm 0,1}$	$\frac{0,02-1,57}{0,37 \pm 0,09}$	$\frac{0,02-0,81}{0,21 \pm 0,05}$
inferior	$\frac{0,03-0,77}{0,19 \pm 0,03}$	$\frac{0,06-6,47}{0,87 \pm 0,32}$	$\frac{0,03-1,17}{0,21 \pm 0,05}$

În sectorul inferior al fl.Nistru valorile indicelui autoepurării A/R au oscilat în limite destul de mari 0,03-0,77 cu valoarea medie $0,19 \pm 0,03$ în perioada de primăvară, 0,06-6,47 cu valoarea medie $0,87 \pm 0,32$ în vară și 0,03-1,17 cu valoarea medie $0,21 \pm 0,05$ în perioada de toamnă. Potrivit valorilor medii ale indicelui A/R calitatea apei în sectorul inferior a fl.Nistru se atribuie clasei III (moderat poluată). Cele mai ridicate valori ale indicelui A/R au fost atestate în perioada de vară a anilor 2013 (Sucleia) și 2014 (Varnița), ce se atribuie clasei a IV-a a calității apei (poluată) (Tabelul 4.3.). Pe tot cursul râului în majoritatea cazurilor predomină procesele destrucționale asupra celor producționale.

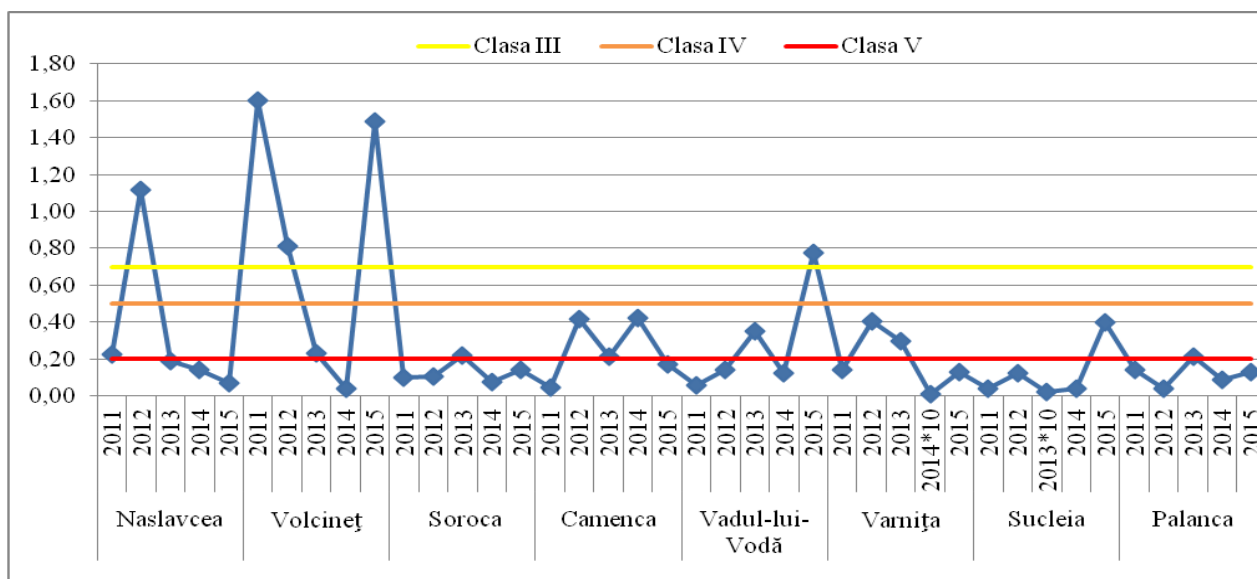


Fig. 4.8. Variațiile valorilor raportului A/R primăvara în fl.Nistru în anii 2011-2015

În perioada de primăvară în fl.Nistru valorile raportului A/R au oscilat în limite 0,04-1,6, fiind în majoritatea cazurilor în limitele claselor calității apei IV (poluată) Cea mai poluată stație conform valorilor indecelui autoepurării a fost Soroca (Figura 4.8.).

În perioada de vară valorile indicelui autoepurării A/R au variat de la 0,03 până la 1,57, după valorile A/R calitatea apei în perioada menționată se atribuie claselor calității apei IV-V (poluată-foarte poluată) (Figura 4.9.).

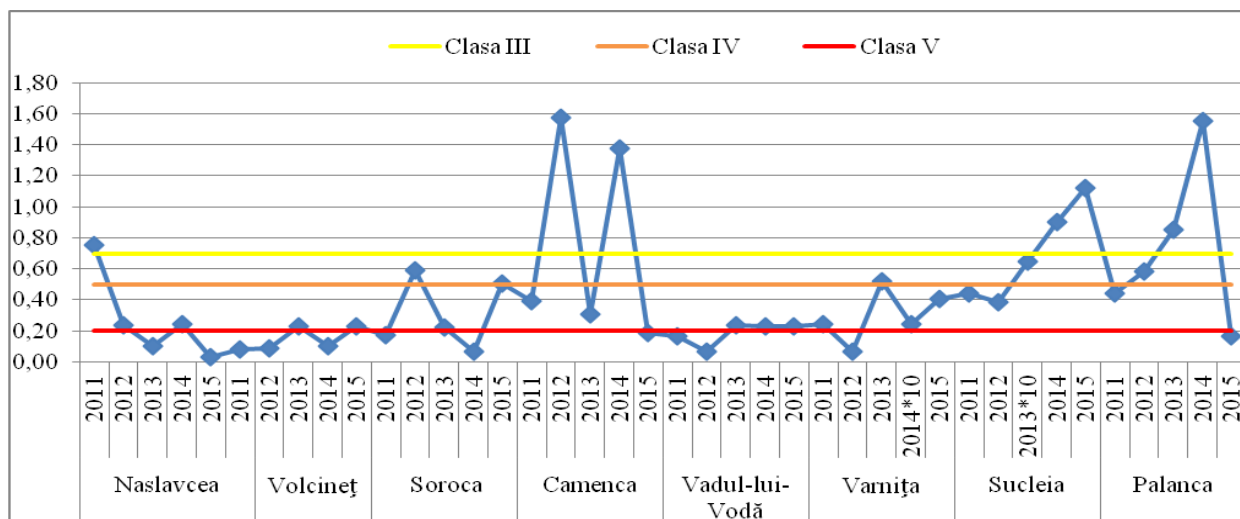


Fig. 4.9. Variațiile valorilor raportului A/R în fl. Nistru în perioada de vară a anilor 2011-2015

În perioada de toamnă a anilor 2010-2015 în fl.Nistru valorile indicelui autoepurării A/R au variat în limitele 0,02-1,18, fiind în majoritatea cazurilor în limitele claselor calității apei IV și V (poluată-foarte poluată). În perioada menționată procesele distrucționale prevalează asupra proceselor producționale (Figura 4.10.).

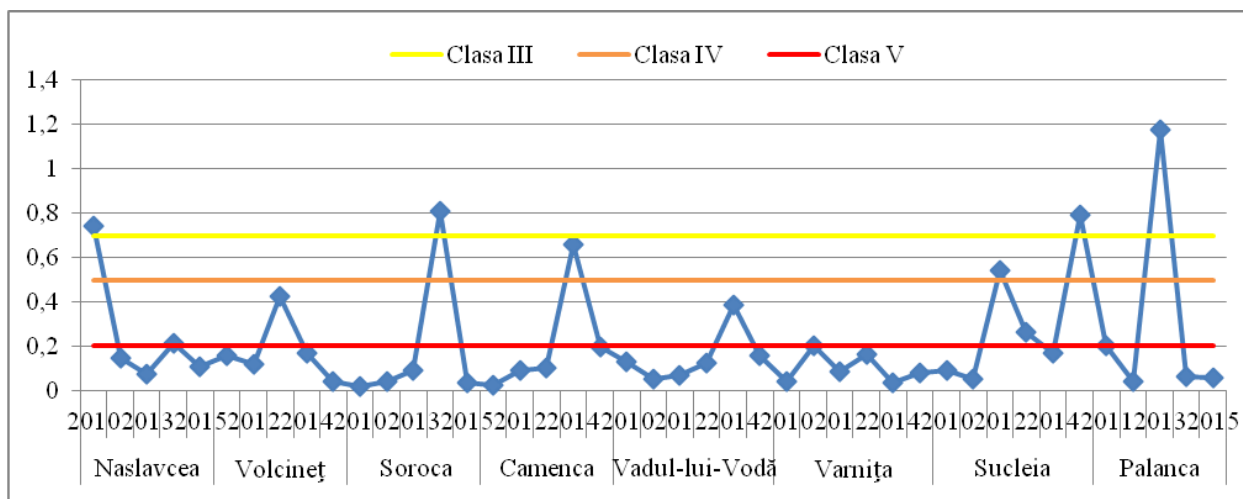


Fig. 4.10. Variațiile valorilor raportului A/R în fl. Nistru în perioada de toamnă a anilor 2010-2015

Formarea calității apei în fluviul Nistru depinde în mare măsură de condițiile de reglare a debitului apei, de cantitatea și natura poluanților proveniți din diferite localități situate pe cursul acestuia sau aduse de afluenții Răut și Bâc.

Râul Prut. Pe parcursul investigațiilor în râul Prut au fost identificate 84 specii indicatoare de alge planctonice (Tabelul A1.1.). Dintre care mai frecvente au fost: *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*, *Merismopedia tenuissima* Lemm., *Asterionella formosa* Hass, *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm. var. *solea*, *Euglena polymorpha* Dang.

Pe tot cursul râului au predominat speciile β -mezosaprobe, care au constituit 62% din numărul total al speciilor indicatoare (Figura 4.11). Din ele mai frecvent se întâlneau speciile *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Breb. f. *flos-aquae*, *Cocconeis placentula* Her. var. *placentula*, *Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh. var. *acuminatum*, *Melosira granulata* (Her.) Ralfs var. *granulata*, *Nitzschia sigmoidea* (Her.) W.Sm. var. *sigmoidea*, *Stauroneis anceps* Her. var. *anceps*, *Surirella robusta* var. *splendida* Her., *Coelastrum microporum* Nageli.

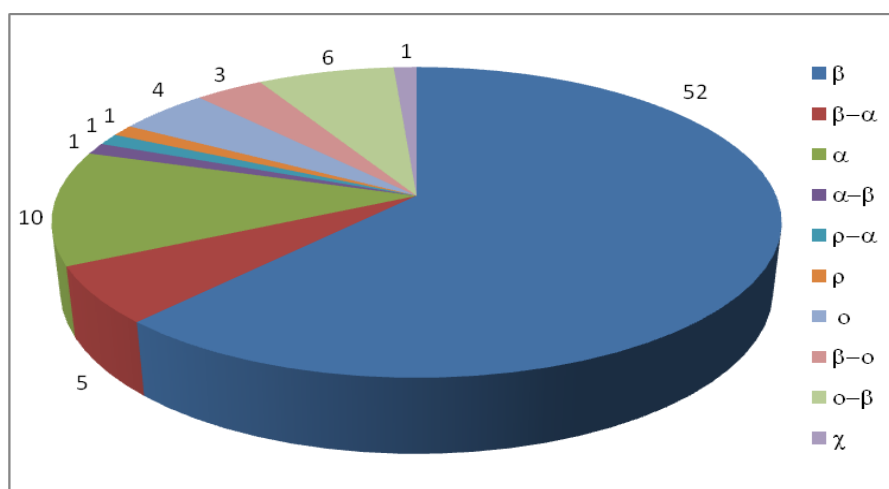


Fig. 4.11. Distribuția speciilor indicatoare din componenta fitoplanctonului râului Prut în zonele de saprobitate în anului 2010-2015.

Speciile α -mezosaprobe au constituit 12% , dintre care cele mai des întâlnite au fost *Oscillatoria subtilissima* Kutz., *Oscillatoria tenuis* Ag. f. *tenuis*, *Hantzschia amphioxys* Grun. var. *amphioxys*, *Navicula cryptocephala* Kutz. var. *cryptocephala*, *Navicula pygmaea* Kutz., *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var. *palea*, *Euglena polymorpha* Dang. Speciile $o-\beta$ -mezosaprobe au constituit 7% (*Anabaena spiroides* Kleb. f. *spiroides*, *Asterionella formosa* Hass, *Melosira italica* (Her.) Kutz. var. *italica*). Speciile $\beta-\alpha$ -mezosaprobe și o -oligosaprobe constituia 5-6%.

Valorile medii ale indicelui saprobic atestate pentru diferite sectoare ale râului și în diferite anotimpuri variaua în limitele 1,36-3,16 și se încadrează în limitele zonei β -mezosaprobe.

În sectorul mijlociu al râului Prut valorile indecelui de saprobitate au variat între 1,36-2,48 în perioada de primăvară, vara între 1,82-3,16 și toamna între 1,74-3,03, iar în cel inferior între 1,79-2,49 în perioada de primăvară, între 1,53-2,62 în perioada de vară și de la 1,58 până la 2,65 în perioada de toamnă (Tabelul 4.4.). Transparența apei în sectorului Costești Stânca-Braniște este mai înaltă (1,5-2 m) decât alte sectoare ale râului, astfel în sectorul Sculeni-Leova transparența scade până la 60-70 cm, iar în sectorul Cahul-Giurgiulești poate atinge doar 10-15 cm, micșorarea transparenței fiind cauzată de conținutului înalt al particulelor în suspensie.

Tabelul 4.4. Variațiile valorilor medii ale indicelui saprobic în râul Prut
în perioada anilor 2010-2015

Stațiile	primăvara	vara	toamna
Braniște	<u>1,36-2,45</u> 1,75±0,24	<u>1,88-2,21</u> 2,03±0,07	<u>1,74-2,08</u> 1,93±0,08
Sculeni	<u>1,75-2,24</u> 1,96±0,07	<u>1,82-3,16</u> 2,16±0,21	<u>1,83-3,03</u> 2,11±0,18
Leuseni	<u>1,38-2,48</u> 2,04±0,14	<u>1,95-2,34</u> 2,14±0,06	<u>1,94-2,36</u> 2,11±0,06
Leova	<u>2,0-2,21</u> 2,08±0,06	<u>1,89-2,34</u> 2,1±0,01	<u>1,58-2,11</u> 1,92±0,11
Cahul	<u>1,79-2,3</u> 2,10±0,08	<u>1,53-2,41</u> 2,09±0,15	<u>1,78-2,65</u> 2,11±0,13
Câșlița-Prut	<u>1,88-2,49</u> 2,13±0,08	<u>1,85-2,38</u> 2,14±0,08	<u>1,87-2,22</u> 2,09±0,06
Giurgiulești	<u>1,93-2,11</u> 2,33±0,03	<u>2,05-2,62</u> 2,22±0,10	<u>1,97-2,23</u> 2,12±0,05

La stația Badragi indicele saprobității în perioada de vară varia în limitele 2,45-2,18, iar toamna 2,26 situându-se în limitele zonei β mezosaprobe și clasei calității apei a III-a (poluată moderat). Majoritatea speciilor identificate în acest sector au fost specii β -mezosaprobe (16 specii din 25 specii indicatoare) dintre care mai frecvente au fost: *Cocconeis placentula* Her. Var. *placentula*, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kutz. Var. *olivaceum*, *Scenedesmus quadricauda* Turp. Var. *quadricauda*. A fost atestată și specii α -mezosaprobe: *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var. *palea*, *Euglena polymorpha* Dang..

La stația Braniște, situată în imediata apropiere a barajului, în aval, componența fitoplanctonului în mare parte este influențată de apele provenite din lacul de acumulare Costești-Stânca. Indeele saprobității pe parcursul investigațiilor a oscilat în perioada de primăvară între 1,36-2,45, vara între 1,88-2,21 și toamna între 1,74-2,08 ce se încadrează în limitele claselor

calității apei II-III (bună-poluată moderat) (Figura 4.12., 4.13., 4.14.). Numai în primăvara anului 2012 indicele saprobității a fost în limitele clasei calității apei a I-a (foarte bună). Au fost identificate 18 specii de fitoplancton indicatoare ale calității apei, care se referă la speciile β -mezosaprobe *Cymbella lanceolata* (Her.) V.H. var.lanceolata, *Diatoma vulgare* Bory var.vulgare, *Nitzschia sigmoidea* (Her.) W.Sm. var.sigmoidea, *Trachelomonas oblonga* Lemm. Var.oblonga și 5 specii α -mezosaprobe: *Hantzschia amphioxys* Grun. Var.amphioxys, *Navicula pygmaea* Kutz. Tot aici au fost întâlnite speciile o-oligosaprobe (*Dinobryon sertularia* Her.var.sertularia) și χ -xenosaprobe (*Fragillaria virescens* Ralfs var. virescens).

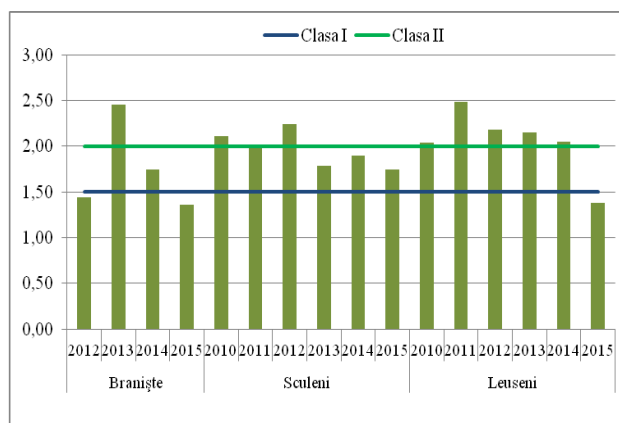


Fig.4.12. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de primăvară în sectorul mijlociu al r.Prut în perioada anilor 2010-2015

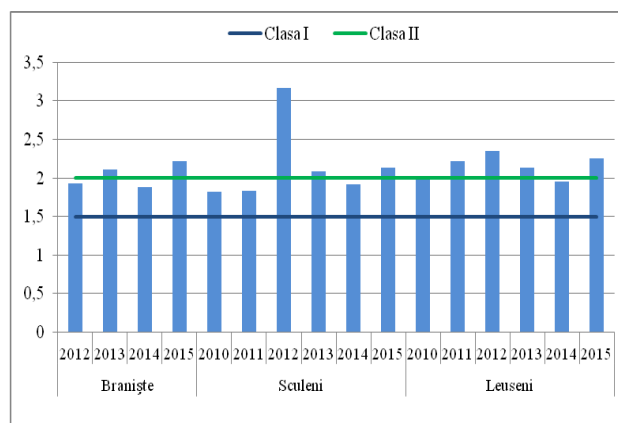


Fig.4.13. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de vară în sectorul mijlociu al r.Prut în perioada anilor 2010-2015

La stația Sculeni valorile indicelui saprobic au variat primăvara în limitele 1,75-2,24, vara între 1,82-3,16, și între 1,83-3,03 în perioada de toamnă. Cele mai ridicate valorile ale indicelui saprobic au fost atestate în anii 2011(toamna) și 2012 (vara), fiind situate în limitele claselor calității apei IV (poluată). În majoritatea cazurilor calitatea apei se atribuia claselor II-III (bună-poluată moderat). Au fost identificate 49 specii indicatoare dintre care 30 specii β -mezosaprobe, mai des întâlnite fiind *Cymbella lanceolata* (Her.) V.H. var.lanceolata, *Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh. Var. acuminatum, *Navicula exigua* (Greg.) O.Mul. var.exigua, *Lagerheimia wratislaviensis* Schroed., *Coelastrum microporum* Nageli, *Euglena acus* Her. Var. acus și 5 specii α -mezosaprobe: *Oscillatoria subtilissima* Kutz., *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. acicularis, *Navicula cryptocephala* Kutz. Var.cryptocephala. În acest sector apare specia ρ -polisaprobă *Oscillatoria lauterbornii* Schmidle, care n-a fost întâlnită la stațiile Badragi și Braniste.

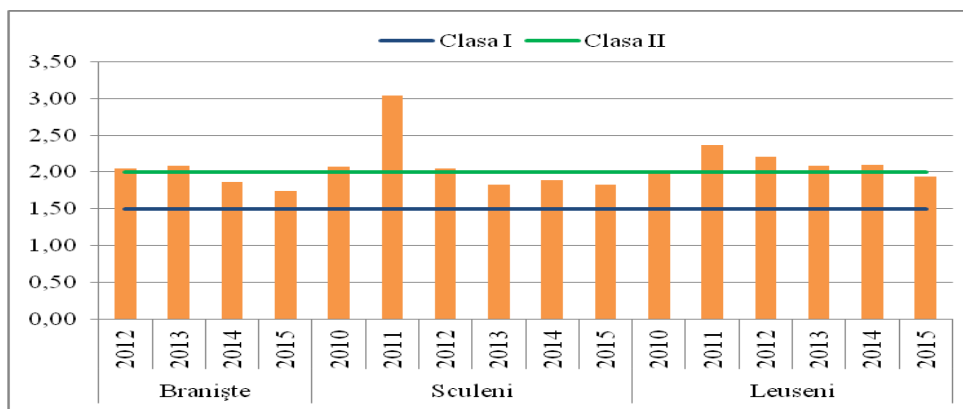


Fig. 4.14. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de toamnă în sectorul mijlociu al r.Prut în perioada anilor 2010-2015

La stația Leușeni dominau speciile β -mezosaprobe (37 specii din 59 specii indicatoare a calității apei) dintre care: *Cymatopleura eliptica* (Breb.) W.Sm. var. *eliptica*, *Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh. var. *acuminatum*, *Synedra acus* Kutz. var. *acus*, *Stauroneis anceps* Her. var. *anceps*, *Actinastrum hantzschii* Lagerh. var. *hantzschii*, *Strombomonas fluviatilis* (Lemm.) Defl. var. *fluviatilis*, *Phacus pleuronectes* (Her.) Duj. var. *pleuronectes*. Speciile α -mezosaprobe au fost reprezentate de speciile *Navicula cryptocephala* Kutz. Var. *cryptocephala*, *Euglena polymorpha* Dang., *Oscillatoria subtilissima* Kutz. Speciile o-oligosaprobe și χ -xenosaprobe au fost întâlnite mai rar și erau reprezentate de *Gloeocapsa turgida* (Kutz.) Hollerb. *F. turgida*, *Pinnularia microstauron* (Her.) Cl. Var. *microstauron* și *Fragillaria virescens* Ralfs var. *virescens*. Valorile indicelui saprobic oscilau în perioada de primăvară în limitele 1,38-2,48, în perioada estivală între 1,95-2,34, iar în perioada autumnală între 1,94-2,36, cu valori scăzute în primăvara anului 2015, și se încadrau în limitele claselor de calitate a apei II-III (bună-poluată moderat).

În sectorul inferior al râului Prut la stația Leova au fost identificate specii de fitoplancton care se referă în majoritate la zona β -mezosaprobă (29 specii din 46 specii indicatoare ale calității apei) și α -mezosaprobe (4 specii). Mai frecvent întâlnite au fost speciile *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*, *Cocconeis placentula* Her. Var. *placentula*, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Navicula hungarica* Grun., *Dictyosphaerium pulchellum* Wood. Și *Euglena polymorpha* Dang., *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var. *palea*. Speciile o-oligosaprobe a fost reprezentate de *Cyclotella comta* (Her.) Kutz. Var. *comta*. În perioada de primăvară valorile indicelui saprobic au variat în limitele 2,0-2,21, vara între 1,89-2,34, iar toamna între 1,58-2,11 ce se încadrează în limitele claselor calității apei II-III (bună-poluată moderat) (Figura 4.15., 4.16., 4.17.).

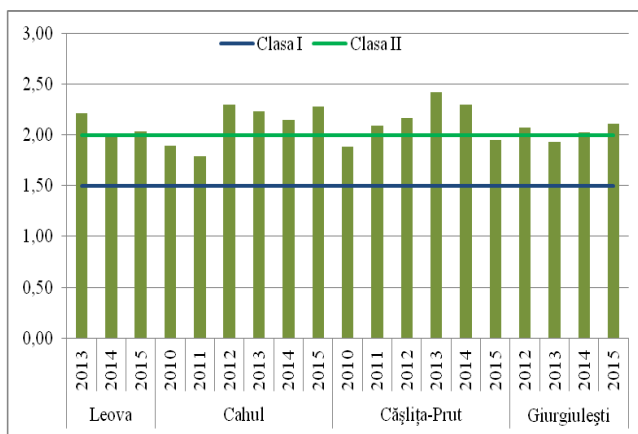


Fig. 4.15. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de primăvară în sectorul inferior al r.Prut în perioada anilor 2010-2015

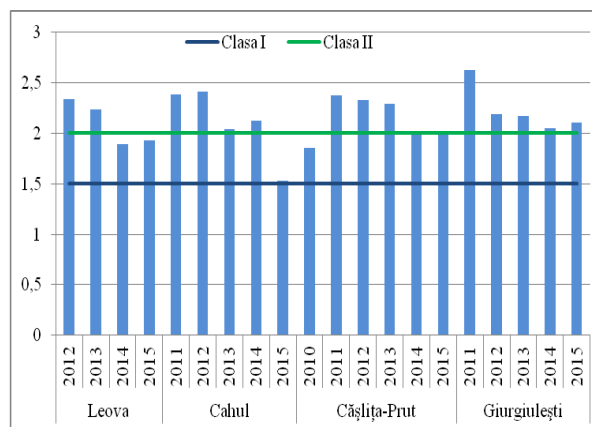


Fig. 4.16. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de vară în sectorul inferior al r.Prut în perioada anilor 2010-2015

La stația Cahul valorile indicelui saprobic n-au depășit valoarea 2,65, fiind mai scăzută în perioada de vară – 1,53. În perioada de primăvară valorile indicelui saprobic au variat în limitele 1,79-2,3, în perioada de vară între 1,53-2,41 și în perioada de toamnă de la 1,78 până la 2,65, fiind încadrate în limitele zonei β -mezosaprobe și claselor calității apei II-III (bună-poluată moderat) (Figura 4.15., 4.16., 4.17.). Dintre 86 specii identificate de alge 50 specii sunt indicatoare, majoritatea din ele sunt specii β -mezosaprobe (30 specii) și α -mezosaprobe (6 specii). Mai des întâlnite au fost speciile *Lagerheimia wratislaviensis* Schroed. Var. *wratislaviensis*, *Surirella robusta* var. *splendida* Her. Și *Navicula viridula* Kutz. Var. *viridula*, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var. *palea*. La stația Cahul au fost atestate specii cu preferință pentru zona oligosaprobă: *Gloeocapsa turgida* (Kutz.) Hollerb. f. *turgida* și *Dinobryon sertularia* Her. var. *sertularia*.

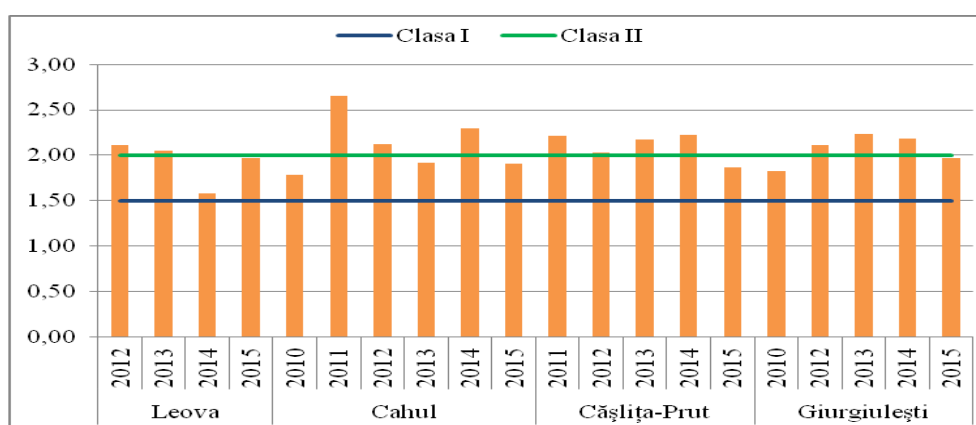


Fig. 4.17. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de toamnă în sectorul inferior al r.Prut în perioada anilor 2010-2015

La stația Cășlița-Prut fitoplanctonul a fost reprezentat în temei de speciile β -mezosaprobe (34 specii din care mai frecvent întâlnite au fost *Synedra acus* Kutz. *Var.acus*, *Stauroneis anceps* Her.*var.anceps*, *Phacus pleuronectes* (Her.) Duj. *Var. pleuronectes*). Speciile α -mezosaprobe au fost în număr de 5: *Nitzschia acicularis* W.Sm. *var. acicularis*, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. *var.palea*, *Hantzschia amphioxys* Grun. *Var.amphioxys*. Au fost atestate specii o-oligosaprobe (*Gloeocapsa turgida* (Kutz.) Hollerb. *F.turgida*, *Dinobryon sertularia* Her.*var.sertularia*); ρ - α -mezosaprobe (*Chlorella vulgaris* Beier.) și χ -xenosaprobe (*Fragillaria virescens* Ralfs *var. virescens*), care apareau în cantități mici. Valorile indicelui saprobic în perioada de primăvară oscilau în limitele 1,88-2,49, în perioada de vară între 1,85-2,38, iar în perioada autumnală de la 1,87 până la 2,22, atribuindu-se în majoritatea cazurilor zonei β -mezosaprobe și claselor calității apei II-III (bună-poluată moderat) (Figura 4.15., 4.16., 4.17.).

Tabelul 4.5. Numărul de specii indicatoare a calității apei în râul Prut
în perioada anilor 2010-2015

stații	Badragi	Braniște	Sculeni	Leuseni	Leovo	Cahul	Cășlița –Prut	Giurgiuilești
total specii identificate	41	55	77	106	77	81	90	81
total specii indicatoare	25	35	49	59	46	50	54	36
β	16	18	30	37	29	30	34	19
β – α		3	3	5	5	3	5	3
α	4	5	5	5	4	6	5	6
α – β	1			1	1	1		1
ρ – α	1	1	1	1		1	1	
o		1	1	2	1	3	2	2
β –o	1	2	2	1	1	2	2	1
o– β	2	4	5	6	5	4	4	3
χ		1	1	1			1	1
ρ			1					

β , α , β – α -specii mezosaprobe; o-oligosaprobe; χ -czenosaprobe și ρ -polisaprobe

La stația Giurgiulești au fost identificate 36 specii indicatoare ale calității apei majoritatea din care aparțineau speciilor β -mezosaprobe (19 specii) (Tabelul 4.5.), 6 specii erau α -mezosaprobe dintre care mai frecvente au fost *Closterium acerosum* (Schr.)Her. *Var.acerosum*, *Hantzschia amphioxys* Grun. *Var.amphioxys*, *Navicula cryptocephala* Kutz. *Var.cryptocephala*. Speciile o-oligosaprobe și χ -xenosaprobe apăreau mai rar în componența fitoplanctonului fiind reprezentate de *Dinobryon sertularia* Her.var.*sertularia* și *Fragillaria virescens* Ralfs var. *virescens*. Valorile indicelui saprobității în perioada de primăvară au variat în limitele 1,93-2,11, toamna între 1,97-2,23, iar valorile mai ridicate au fost înregistrate în perioada de vară 2,05-2,62, ce se încadrează în limitele claselor calității apei II-III (bună-poluată moderat).

Pe parcursul investigațiilor 2010-2015 pe tot cursul râului Prut calitatea apei a fost satisfăcătoare pentru dezvoltarea fitoplanctonului și a variat în limitele zonei β -mezosaprobe și claselor II-III (bună-poluată moderat), fiind mai poluată la stații Sculeni și Cahul. De la Sculeni și până la stația Giurgiulești cantitatea speciilor indicatoare crește. În componența fitoplanctonului au fost identificate specii β -mezosaprobe care nu au fost întâlnite în fl.Nistru (*Surirella robusta* var. *splendida* Her., *Navicula hungarica* Grun).

În sectorul mijlociu al r. Prut indicele autoepurării A/R în perioada de primăvară a variat în limitele 0,01-0,73, cu valoarea medie $0,25 \pm 0,07$, în perioada de vară între 0,03-0,10 cu valoarea medie $0,24 \pm 0,07$, iar în perioada de toamnă între 0,07-0,72 cu valoarea medie $0,26 \pm 0,07$, ce indică calitatea apei de clasele II-III (bună-poluată moderat) (Tabeul 4.6.).

Tabelul 4.6. Variațiile valorilor raportului A/R în r. Prut în anii 2010-2015

Sectoare	primăvara	vara	toamna
mijlociu	<u>0,01-0,73</u> $0,25 \pm 0,07$	<u>0,03-0,10</u> $0,24 \pm 0,07$	<u>0,07-0,72</u> $0,26 \pm 0,07$
inferior	<u>0,03-0,57</u> $0,22 \pm 0,04$	<u>0,01-0,56</u> $0,18 \pm 0,03$	<u>0,02-0,76</u> $0,24 \pm 0,06$

În sectorul inferior al r.Prut indicele autoepurării A/R în perioada de primăvară a variat între 0,03-0,57 cu valoarea medie $0,22 \pm 0,04$, în perioada de vară se situa în limitele 0,01-0,56 cu valoarea medie $0,18 \pm 0,03$, iar în perioada de toamnă varia de la 0,02 până 0,76 cu valoarea medie $0,24 \pm 0,06$ (Tabelul 4.6.).

În perioada de primăvară valorile indicelui autoepurării A/R au fost situate în limitele claselor III (poluată moderat) și IV-a (poluată), fiind mai scăzute la stațiile Sculeni și Leova (Figura 4.18.).

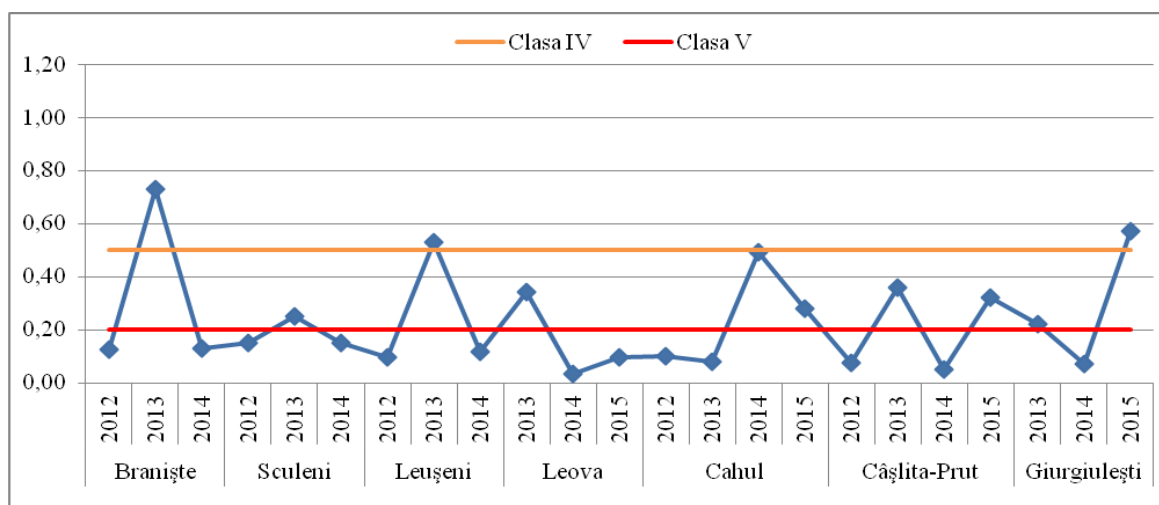


Fig. 4.18. Variațiile valorilor raportului A/R primăvara în r.Prut în anii 2012-2015.

Valorile indicelui autoepurării A/R în perioada de vară a anilor 2012-2015 au variat în limite mai mici, încadrându-se în clasele calității apei III-V (Figura 4.19.).

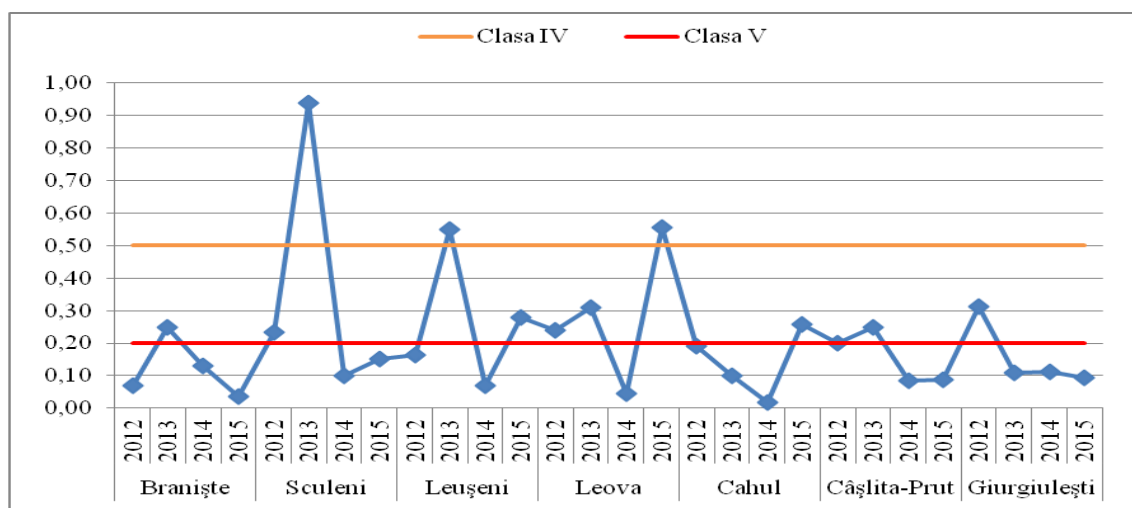


Fig. 4.19. Variațiile valorilor raportului A/R vara în r.Prut în anii 2012-2015.

În perioada de toamnă valorile indicelui autoepurării au fost situate în limitele claselor IV și V (poluată-foarte poluată), uneori clasei III (poluată moderat). Cele mai poluate stații au fost: Leușeni, Leova și Cahul (Figura 4.20.).

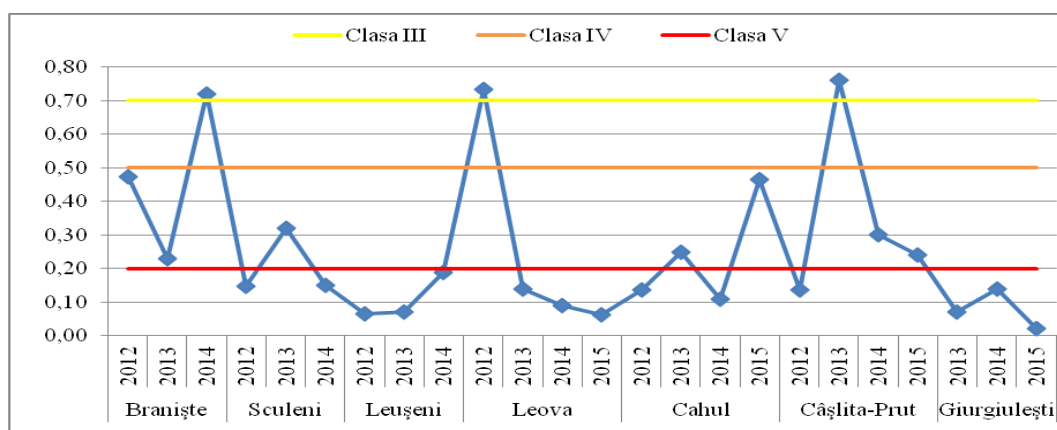


Fig. 4.20. Variațiile valorilor raportului A/R toamna în r.Prut în anii 2012-2015

În r. Prut în majoritatea cazurilor procesele destrucționale prevalează asupra celor producționale și potrivit indicilor autoepurării A/R calitatea apei în sectorul inferior al r. Prut este de clasa a III-a (poluată moderat) uneori clasa IV-a (poluată).

4.2. Algele planctonice indicatori ai calității apei ecosistemelor lacustre (lacul de acumulare Dubăsari, lacul de acumulare Cuciurgan).

Lacul de acumulare Dubăsari a fost reprezentat de 120 specii de fitoplancton dintre care 69 sunt indicatoare ale calității apei. Mai frecvent întâlnite au fost speciile β -mezosaprobe: *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae*, *Cocconeis placentula* Her. Var. *placentula*, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Synedra ulna* (Nitzsch.) Her. Var. *ulna*, *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein. Var. *hispida* (Tabelul A 1.1.), care au constituit 57% din numărul speciilor indicatoare. Speciile α -mezosaprobe au constituit circa 12% cu ponderea speciilor: *Hantzschia amphioxys* Grun. Var. *amphioxys*, *Navicula cryptocephala* Kutz. Var. *cryptocephala*, *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*, *Euglena polymorpha* Dang. 10% au constituit speciile o- β -mezosaprobe: *Anabaena spiroides* Kleb. F. *Spiroides*, *Amphora ovalis* Kutz. Var. *ovalis*, *Asterionella formosa* Hass și *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.) W. et G.S. West. Speciile β - α -mezosaprobe constituiau 7%, dintre care: *Merismopedia tenuissima* Lemm., *Cymatopleura solea* (Breb.) W.Sm. var. *solea*, *Navicula cincta* (Her.) Kutz. Var. *cincta*. 10% au fost reprezentate de speciile o-oligosaprobe și β -o-mezosaprobe: *Gloeocapsa turgida* (Kutz.) Hollerb. F. *turgida*, *Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh. Și *Navicula grasilis* Her., *Euglena hemichromata* Skuja. 3% au fost constituite de speciile ρ - α -mezosaprobe, α - β -mezosaprobe și χ -xenosaprobe: *Chlorella vulgaris* Beier.; *Cyclotella meneghiniana* Kutz var. *meneghiniana*; *Fragillaria virescens* Ralfs var. *virescens* (Figura 4.21.).

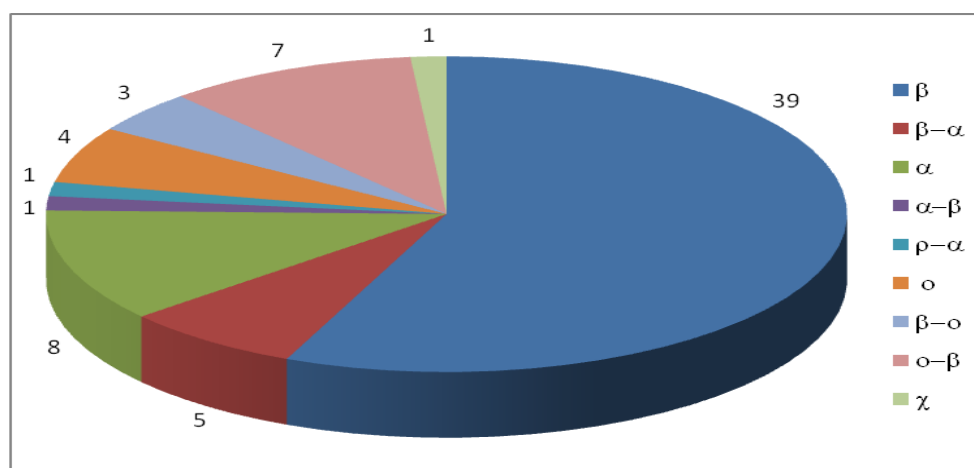


Fig. 4.21. Distribuirea speciilor indicatoare din componența fitoplanctonului din lacul de acumulare Dubăsari în zonele de saprobitate în perioada anilor 2010-2015.

În lacul de acumulare Dubăsari valorile indicelui saprobic în sectorul superior au variat în limitele 1,96-2,71 primăvara, 2,01-2,49 în perioada de vară și 1,83-2,82 în perioada de toamnă, încadrându-se în limitele zonelor β , α mezosaprobe, ce se referă la calitatea apei de clasa a III-a (poluată moderat) (Tabelul 4.7.).

Tabelul 4.7. Variațiile valorilor medii ale indicelui saprobic în lacul de acumulare Dubăsari în perioada anilor 2010-2015

Sector	primăvara	vara	toamna
superior	<u>1,96-2,71</u> 2,23±0,12	<u>2,01-2,49</u> 2,19±0,08	<u>1,83-2,82</u> 2,34±0,13
mijlociu	<u>1,67-2,2</u> 1,93±0,08	<u>1,8-1,98</u> 1,88±0,03	<u>1,12-2,66</u> 1,95±0,21
inferior	<u>1,37-2,32</u> 1,91±0,12	<u>1,75-2,3</u> 1,97±0,09	<u>1,93-2,58</u> 2,12±0,10

Componența fitoplanctonului din acest sector a fost reprezentată de algele β -mezosaprobe (24 specii) și α -mezosaprobe (8 specii) *Cocconeis placentula* Her. Var.*placentula*, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Her. Var.*ulna*, *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.*flos-aquae*, *Coelastrum microporum* Nageli, *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein. Var. *hispida*; *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var.*palea*, *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*, *Euglena polymorpha* Dang. A fost atestată și o specie χ -xenosaprobă - *Fragillaria virescens* Ralfs var. *virescens*.

Valorile indicelui saprobic în sectorul mijlociu al lacului Dubăsari pe parcursul perioadei de vegetație au oscilat în limite mai mici decât în sectorul superior. În perioada de primăvară valorile indicelui saprobității a variat între 1,67-2,2, în perioada de vară între 1,8-1,98 și toamna între 1,12-2,26 ce se referă zonelor calității apei o-oligosaprobă și β , α mezosaprobă, calitatea apei fiind în majoritatea cazurilor de clasele II-III (bună-poluată moderat) (Figura 4.22., 4.23., 4.24). Uneori (toamna 2012) valorile indicelui saprobic au fost situate în limitele clasei de calitate a apei I (foarte bună) (Figura 4.22.).

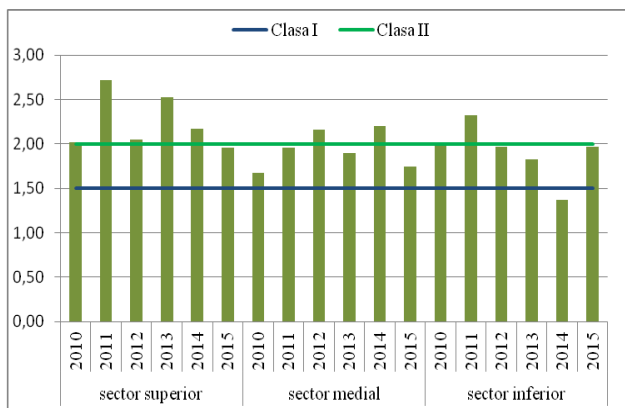


Fig.4.22. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de primăvară în lacul de acumulare Dubăsari în perioada anilor 2010-2015

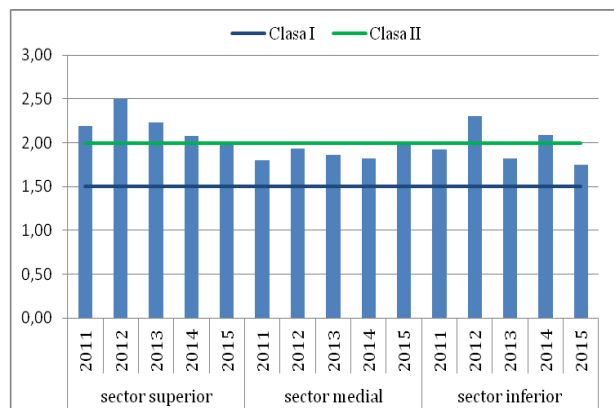


Fig.4.23. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de vară în lacul de acumulare Dubăsari în perioada anilor 2011-2015

Pe parcursul investigațiilor în acest sector mai mult se dezvoltau speciile de alge care se referă la zona β -mezosaprobă 29 specii din 56 specii indicatoare ale calității apei: *Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh. Var. *acuminatum*, *Scenedesmus quadricauda* Turp. Var. *quadricauda*, *Actinastrum hantzschii* Lagerh. Var. *hantzschii*; *Hantzschia amphioxys* Grun. Var. *amphioxys*, *Euglena polymorpha* Dang. Și *Dinobryon sertularia* Her. Var. *sertularia*, *Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh. Au fost întâlnite și specii χ -xenosaprobe.

Sectorul inferior al lacului de acumulare Dubăsari în majoritate a fost reprezentat de specii β -mezosaprobe (28 specii din 48 specii indicatori a calității apei) și α -mezosaprobe (6 specii) dintre care cel mai frecvent întâlnite au fost: *Cymbella lanceolata* (Her.) V.H. var. *lanceolata*, *Rhoicosphenia curvata* (Kutz.) Grun. Var. *curvata*, *Cymatopleura eliptica* (Breb.) W.Sm. var. *eliptica*, și *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var. *palea*, *Navicula pygmaea* Kutz., *Oscillatoria subtilissima* Kutz.. Valorile indicelui saprobic în acest sector au variat în limitele 1,37-2,32 în perioada de primăvară, 1,75-2,30 în perioada de vară, valori mai rediate au fost atestate în perioada autumnală 1,93-2,58 (Figura 4.22., 4.23., 4.24). Conform valorilor indicelui saprobic

calitatea apei a fost de clasele a II-a și a III-a (bună-poluată moderat) cu excepția perioadei de primăvară a anului 2014 când a fost în limitele clasei I (foarte bună).

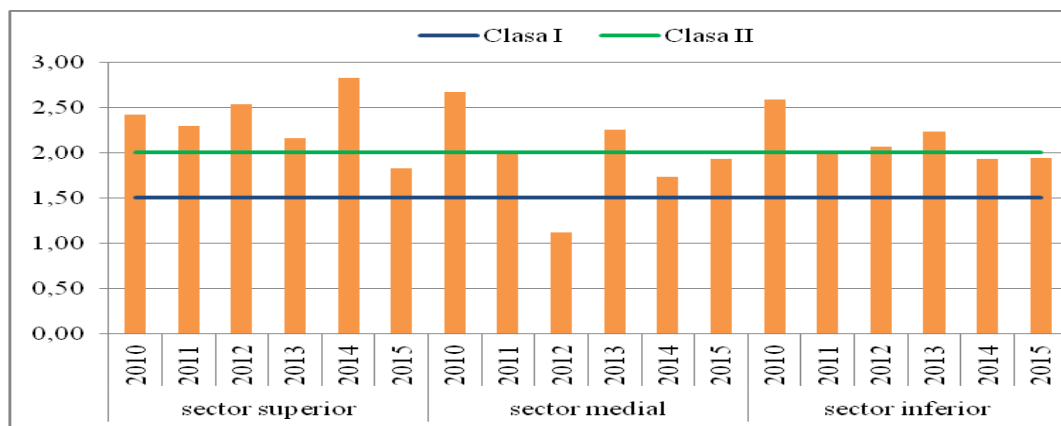


Fig. 4.24. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de toamnă în lacul de acumulare Dubăsari în perioada anilor 2010-2015

Indicele autoepurării A/R în lacul de acumulare Dubăsari a variat în perioada de primăvară în limitele 0,01-1,02 cu valoarea medie $0,14 \pm 0,06$; în perioada de vară între 0,01-2,32 cu valoarea medie $0,5 \pm 0,15$; iar în perioada de toamnă în limitele 0,01-2,39 și valoarea medie $0,31 \pm 0,15$. Valori mai ridicate au fost înregistrate în vara și toamna anului 2013 în sectorul mijlociu a lacului Dubăsari (Tabelul 4.8.).

Tabelul 4.8. Variațiile valorilor raportului A/R în lacul de acumulare Dubăsari în perioada anilor 2010-2015

Sectoare	primăvara	vara	toamna
superior	<u>0,01-1,02</u> $0,29 \pm 0,19$	<u>0,01-1,02</u> $0,54 \pm 0,18$	<u>0,02-0,5</u> $0,26 \pm 0,08$
mijlociu	<u>0,03-0,11</u> $0,07 \pm 0,015$	<u>0,08-2,32</u> $0,74 \pm 0,41$	<u>0,01-2,39</u> $0,62 \pm 0,45$
inferior	<u>0,02-0,2</u> $0,29 \pm 0,19$	<u>0,09-0,4</u> $0,22 \pm 0,5$	<u>0,06-0,09</u> $0,05 \pm 0,014$

În perioada de primăvară valorile indicelui autoepurării A/R au oscilat între 0,01-1,02 și se atribuie în majoritatea cazurilor clasei V (foarte poluată), iar în perioada de vară valorile au fost în limitele clasei III (poluată moderat) cu valori mai scăzute în sectorul inferior (Figura 4.25; 4.26.).

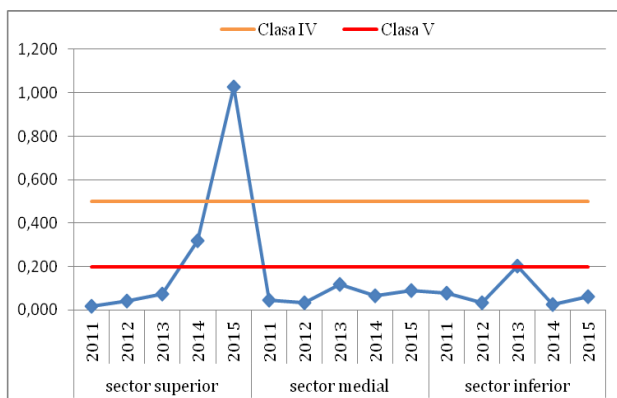


Fig. 4.25. Variațiile valorilor raportului A/R în perioada de primăvară a anilor 2011-2015 în lacul Dubăsari

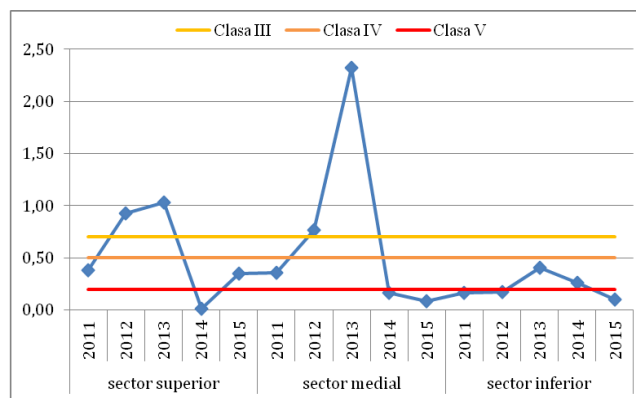


Fig. 4.26. Variațiile valorilor raportului A/R în perioada de vară a anilor 2011-2015 în lacul Dubăsari

Valorile indicelui autoepurării A/R în perioada de toamnă a anilor 2011-2015 au variat între 0,01-2,39, fiind în majoritatea cazurilor în limitele calselor IV și V (poluată-foarte poluată), cu excepția valorilor din anul 2013, sectorul mijlociu al lacului de acumulare Dubăsari (Figura 4.27.).

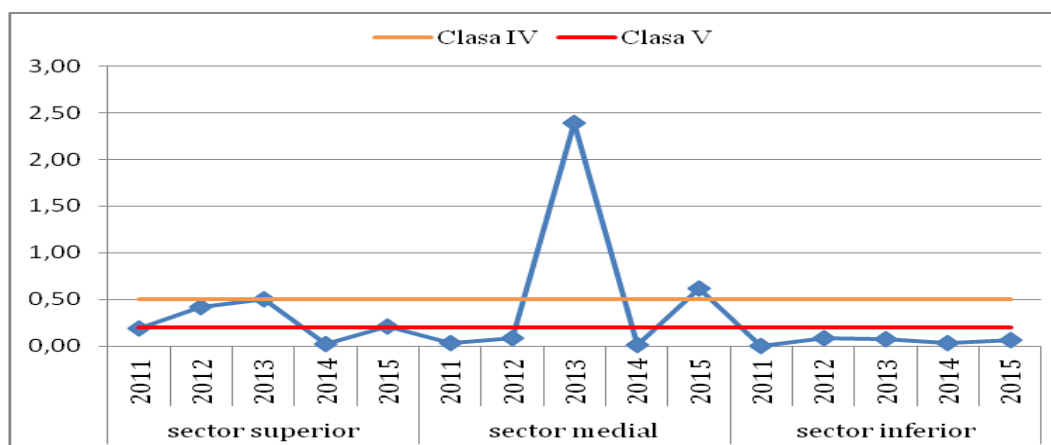


Fig. 4.27. Variațiile valorilor raportului A/R toamna în lacul Dubăsari în anii 2011-2015

După valorile medii ale indicelui A/R calitatea apei în lacul de acumulare Dubăsari se referă claselor a III-a și a IV-a (poluată moderat-poluată) în majoritatea cazurilor, iar procesele destrucționale prevalează asupra proceselor producționale.

Lacul Cuciurgan. Pe parcursul investigațiilor în perioada anilor 2010-2014 în lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan au fost atestate 60 specii de fitoplancton indicatoare ale calității apei (Tabelul A1.1.). Cele mai des întâlnite specii indicatoare au fost: *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.flos-aquae, *Merismopedia tenuissima* Lemm., *Microcystis aeruginosa* Kutz.

F.aeruginosa, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Euglena polymorpha* Dang., *Scenedesmus quadricauda* Turp. Var. *quadricauda*, *Tetraedron minimum* (A.Br.) Hansg. Var. *minimum*.

În lacul de acumulare refrigerent Cuciurgan dominau speciile β -mezosaprobe, care au fost reprezentate de 55 % din numărul total a speciilor indicatoare ale calității apei (Figura 4.28.). Mai frecvente a fost speciile: *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Breb. F. *flos-aquae*, *Cocconeis placentula* Her. Var. *placentula*, *Diatoma vulgare* Bory var. *vulgare*, *Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh. Var. *acuminatum*, *Rhoicosphenia curvata* (Kutz.) Grun. Var. *curvata*, *Synedra acus* Kutz. Var. *acus*, *Lepocinclis fusiformis* (Carter) Lemm var. *fusiformis*, *Euglena acus* Her. Var. *acus*, *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein. Var. *hispida*, *Coelastrum microporum* Nageli.

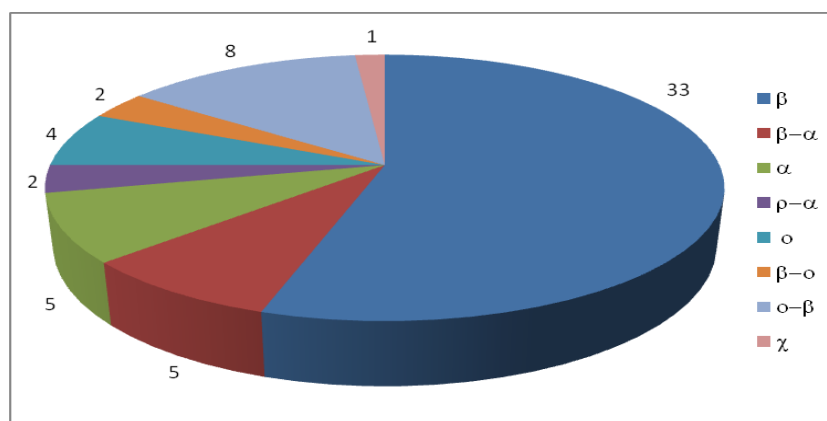


Fig. 4.28. Distribuția speciilor indicatoare din componența fitoplanctonului în lacul de acumulare Cuciurgan în zonele de saprobitate în anul 2010-2014.

Speciile $o-\beta$ -mezosaprobe au constituit 13% dintre care mai frecvente au fost: *Anabaena spiroides* Kleb. F. *spiroides*, *Romeria leopoliensis* (Racib.) Koczw, *Amphora ovalis* Kutz. Var. *ovalis*, *Melosira italica* (Her.) Kutz. Var. *italica*, *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.) W.et G.S.West. 16% aparțineau speciilor α -mezosaprobe și $\beta-\alpha$ -mezosaprobe la care se referă *Oscillatoria tenuis* Ag. F. *tenuis*, *Navicula cryptocephala* Kutz. Var. *cryptocephala*, *Nitzschia acicularis* W.Sm. var. *acicularis*, *Nitzschia palea* (Kutz.) W.Sm. var. *palea*, *Euglena polymorpha* Dang. Și *Merismopedia tenuissima* Lemm., *Navicula hungarica* v. *capitata*, *Ankistrodesmus falcatus*, *Euglena oxyuris* Schmarda var. *oxyuris*. Speciile o -oligosaprobe au reprezentat 7%, dintre care *Gloeocapsa turgida* (Kutz.) Hollerb. F. *turgida*, *Cyclotella comta* (Her.) Kutz. Var. *comta*, *Ophiocitium capitatum* Wolle, *Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh. 6% se referă la speciile $\beta-o$ -mezosaprobe și $p-\alpha$ -mezosaprobe: *Navicula grasilis* Her., *Oocystis lacustris*

Chod. Și *Euglena viridis* Her. Var. *viridis*, *Chlorella vulgaris* Beier. Cele mai puține 2% au fost speciile χ -xenosaprobe: *Fragillaria virescens* Ralfs var. *virescens* (Figura 4.28.).

Valorile indicelui de saprobitate în sectorul superior a lacului refrigerent Cuciurgan au variat în limitele 1,64-1,94 primăvara, 1,78-2,33 vara și 1,87-2,51 în perioada de toamnă, atribuindu-se claselor calității apei a II-a și a III-a (bună-poluată moderat) (Figura 4.29., 4.30., 4.31.). Pe parcursul investigațiilor noastre predominau speciile β -mezosaprobe (26 din 42 specii indicatoare): *Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs f.*flos-aquae*, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh. Var.*boryanum*, *Euglena acus* Her. Var. *acus*, *Pandorina morum* (O.Mul.)(Bory). Speciile o-oligosaprobe și χ -xenosaprobe au fost întâlnite mai rar și au fost reprezentate de speciile: *Gloeocapsa turgida* (Kutz.) Hollerb. F.*turgida*, *Ophiocitium capitatum* Wolle și *Fragillaria virescens* Ralfs var. *virescens*.

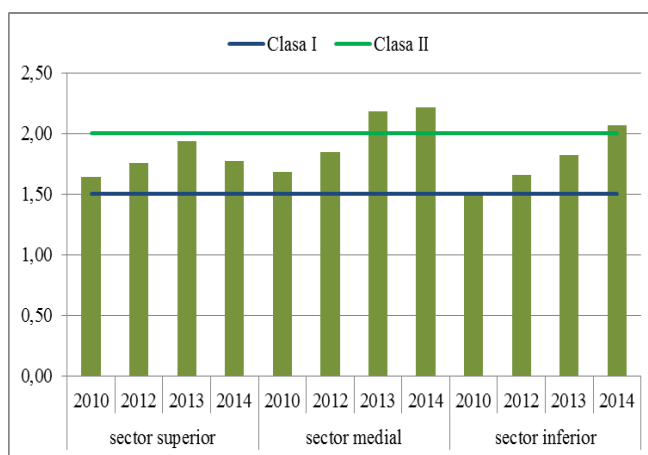


Fig. 4.29. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de primăvară în lacul de acumulare Cuciurgan în perioada anilor 2010-2014

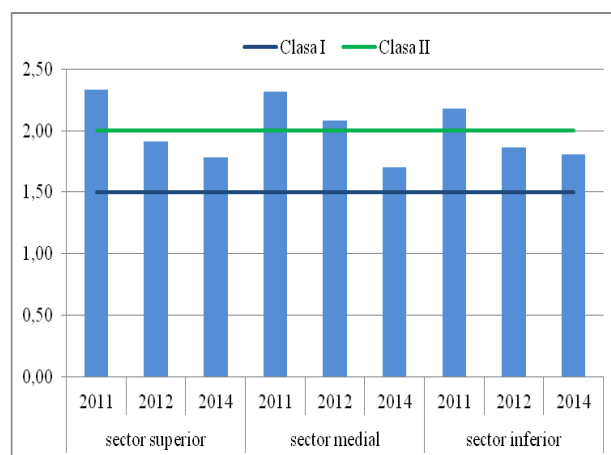


Fig. 4.30. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de vară în lacul de acumulare Cuciurgan în perioada anilor 2011-2014

Sectorul mijlociu al lacului a fost reprezentat în temei de speciile β -mezosaprobe (24 din 44 specii indicatoare) și o- β -mezosaprobe (7 specii) iar indicele saprobității a variat în dependență de anotimp (primăvara între 1,69-2,22 ; vara între 1,71-2,31), fiind mai scăzut în perioada de toamnă 1,72- 1,84. Astfel calitatea apei a fost de clasele a II-a și a III-a (bună-poluată moderat) (Figura 4.29., 4.30., 4.31.). Fitoplanctonul în multe cazuri a fost reprezentat de speciile β -mezosaprobe: *Anabaena spiroides* Kleb. F. *spiroides*, *Microcystis pulvereae* (Wood.) Forti f.*pulvereae*, *Actinastrum hantzschii* Lagerh. Var.*hantzschii*, *Navicula exigua* (Greg.) O.Mul. var.*exigua*, *Trachelomonas oblonga* Lemm. Var.*oblonga*. În component fitoplanctonului au fost înregistrate și specii o-oligosaprobe (4 specii: *Ceratium hirundinella* (O. F.M.) Bergh.,

Gloeocapsa turgida (Kutz.) Hollerb. *F.turgida*, *Ophiocitium capitatum* Wolle și *Cyclotella comta* (Her.) Kutz. Var.comta), care nu s-au dezvoltat în cantități mari.

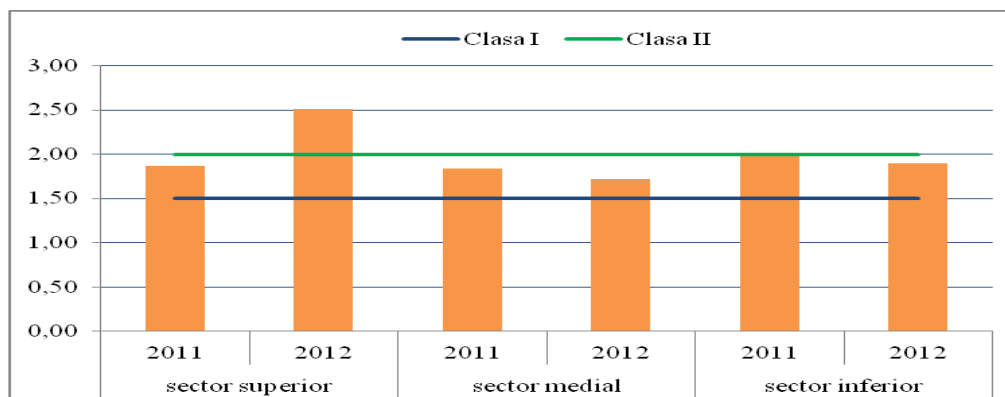


Fig. 4.31. Variațiile valorilor indicelui saprobic în perioada de toamnă în lacul de acumulare Cuciurgan în perioada anilor 2011-2012

În sectorul inferior al lacului de acumulare Cuciurgan au fost atestate 40 specii indicatoare ale calității apei dintre care 26 specii aparțin zonei β -mezosaprobe, 7 specii α -mezosaprobe și 3 specii α -mezosaprobe. Indicele saprobității oscila în perioada de primăvară în limitele 1,51-2,07, vara între 1,8-2,18 și toamna între 1,89-1,98, atribuindu-se claselor calității apei a II-a și a III-a (bună-poluată moderat) (Figura 4.29., 4.30., 4.31.). Cele mai des întâlnite specii indicatoare în acest sector au fost: *Coelastrum microporum* Nageli, *Scenedesmus quadricauda* Turp. Var. *quadricauda*, *Romeria leopoliensis* (Racib.) Koczw, *Phacus pleuronectes* (Her.) Duj., *Oocystis lacustris* Chod.

Pe parcursul investigațiilor indicele saprobității lacului refrigerent Cuciurgan a variat în între 1,51-2,51 și se încadrau în limitele claselor calității apei II-III (bună-poluată moderat), cele mai ridicate valori ale indicelui saprobic fiind atestate în perioada de vară în toate sectoarele lacului (Tabelul 4.9.).

Tabelul 4.9. Variațiile sezoniere ale valorilor medii ale indicelui saprobic în lacul de acumulare Cuciurgan în perioada anilor 2012-2014

sector	primăvara	vara	toamna
superior	<u>1,64-1,94</u> 1,77±0,06	<u>1,78-2,32</u> 2,01±0,16	<u>1,86-2,5</u> 2,19±0,32
mijlociu	<u>1,68-2,21</u> 1,92±0,12	<u>1,69-2,31</u> 2,03±0,17	<u>1,71-1,83</u> 1,77±0,05
inferior	<u>1,5-2,06</u> 1,75±0,11	<u>1,8-2,17</u> 1,95±0,11	<u>1,89-1,97</u> 1,94±0,04

În lacul refrigerent Cuciurgan indicele raportului A/R a demonstrat valori mai ridicate în perioada de vară a anului 2012. Valorile indicelui autoepurării în perioada de primăvară au variat în limitele 0,16-1,28 cu valoarea medie $0,46 \pm 0,17$, iar în perioada de vară între 0,29-7,51 cu valoarea medie $1,7 \pm 1,16$ (Figura 4.32; 4.33.).

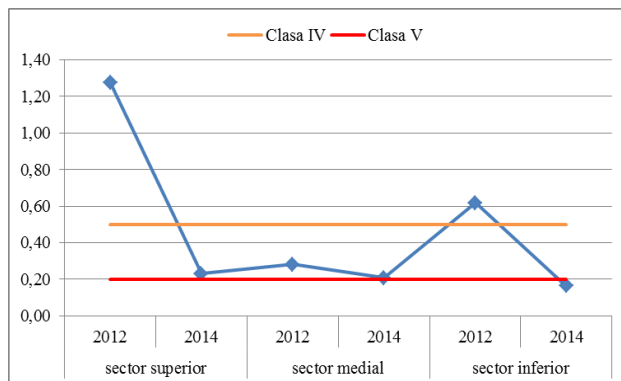


Fig. 4.32. Variațiile valorilor raportului A/R în perioada de primăvară în lacul Cuciurgan în anii 2012-2014

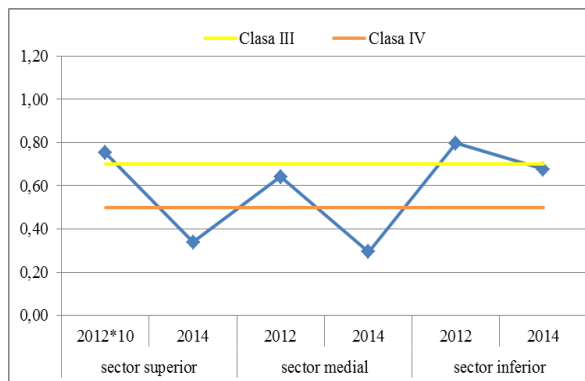


Fig. 4.33. Variațiile valorilor raportului A/R în perioada de vară în lacul Cuciurgan în anii 2012-2014

Conform valorilor indicelui autoepurării (A/R) calitatea apelor lacului se atribuie claselor a III-a și a IV-a (poluată moderat – poluată) (Tabelul 4.10.). Calitatea apei lacului Cuciurgan este influențată de funcționarea Centralei Termoelectrice, care modifică regimul termic al lacului și menține dezvoltarea în cantități mari a macrofitelor, care provoacă poluarea secundară a acestuia.

Tabelul 4.10. Variațiile valorilor raportului A/R în lacul de acumulare Cuciurgan în anii 2012- 2014

Sectoare	primăvara	vara
superior	<u>0,23-1,28</u> $0,75 \pm 0,52$	<u>0,34-7,51</u> $3,9 \pm 3,5$
mijlociu	<u>0,21-0,28</u> $0,24 \pm 0,03$	<u>0,29-0,64</u> $0,46 \pm 0,17$
inferior	<u>0,16-0,62</u> $0,38 \pm 0,22$	<u>0,68-0,8</u> $0,73 \pm 0,06$

Pe parcursul anilor 2010-2015 a fost evaluată calitatea apei ecosistemelor acvatice ale Republicii Moldova (sectorul mijlociu și inferior al fl.Nistru, sectorul mijlociu și inferior al râului Prut, lacurile de acumulare Dubăsari și Cuciurgan), bazată pe indicii cantitativi și saprobici ai comunităților de fitoplancton. În perioada de primăvară valorile indicelui saprobic au

oscilat în limitele 1,19-2,56 în ecosistemele fluviale și între 1,5-2,71 în ecosistemele lacustre, fiind mai ridicate în lacul de acumulare Dubăsari. În perioada de vară valorile indicelui saprobic au variat în limitele 1,53-3,16 în râuri și între 1,69-2,49 în lacuri, fiind mai ridicate în fl. Nistru și sectorul mijlociu al r. Prut. Perioada de toamnă a fost caracterizată prin valori mai ridicate ale indicelui saprobic care a variat în râuri între 1,58-3,03 și în lacuri între 1,72-2,82. În fl. Nistru sectorul mijlociu valorile indicelui saprobic crește din primăvară spre toamnă. În sectorul inferior al fl. Nistru au fost atestate variații mai mari ale indicelui saprobic. Aceiași situație a fost atestată și în r. Prut. Calitatea apei ecosistemelor investigate se atribuie claselor II-III (bună-moderat poluată) și zonei de saprobitate - mezosaprobă, uneori oligosaprobă în lacul de acumulare Dubăsari (Tabelul 4.11.).

Tabelul 4.11. Variațiile sezoniere ale indicelui saprobic în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova în perioada anilor 1989-2015

Ecosistemul	Primăvara		Vara		Toamna	
	1989-2009 (Ungureanu, 2011)	2010- 2015	1989-2009 (Ungureanu, 2011)	2010-2015	1989-2009 (Ungureanu, 2011)	2010-2015
	Ecosisteme fluviale					
Fl. Nistru (sectorul mijlociu)	<u>1,58 - 2,23</u> 1,98±0,07	<u>1,19 - 2,54</u> 1,99±0,06	<u>1,80 - 2,26</u> 2,03±0,05	<u>1,65 - 2,87</u> 2,10±0,07	<u>1,98 - 2,27</u> 2,10±0,04	<u>1,60 - 2,90</u> 2,13±0,06
Fl. Nistru (sectorul inferior)	<u>1,71 - 2,80</u> 2,19±0,10	<u>1,94 - 2,56</u> 2,22±0,04	<u>1,93 - 2,33</u> 2,11±0,04	<u>1,74 - 2,83</u> 2,11±0,06	<u>1,80 - 2,61</u> 2,16±0,08	<u>1,73 - 2,63</u> 2,27±0,06
Râul Prut (sectorul mijlociu)	<u>1,81 - 2,45</u> 2,05±0,07	<u>1,36 - ,48</u> 1,94±0,08	<u>1,70 - 2,60</u> 2,04±0,09	<u>1,82 - 3,16</u> 2,12±0,08	<u>1,67 - 2,70</u> 2,10±0,10	<u>1,74 - 3,03</u> 2,07±0,07
Râul Prut (sectorul inferior)	<u>2,01 - 2,48</u> 2,14±0,05	<u>1,79 - 2,42</u> 2,09±0,03	<u>1,91 - 2,21</u> 2,07±0,03	<u>1,53 - 2,63</u> 2,14±0,05	<u>2,03 - 2,24</u> 2,10±0,02	<u>1,58 - 2,66</u> 2,06±0,05
	Ecosisteme lacustre					
Lacul Dubăsari	<u>1,94 - 2,38</u> 2,15±0,05	<u>1,96 - 2,71</u> 2,23±0,12	<u>1,89 - 2,24</u> 2,03±0,03	<u>2,01 - 2,49</u> 2,19±0,08	<u>1,85 - 2,34</u> 2,10±0,06	<u>1,83 - 2,82</u> 2,34±0,13
Lacul Cuciurgan	<u>1,28 - 2,16</u> 1,76±0,08	<u>1,5 - 2,21</u> 1,84±0,06	<u>1,25 - 2,17</u> 1,84±0,07	<u>1,69 - 2,32</u> 1,99±0,07	<u>1,20 - 2,11</u> 1,84±0,07	<u>1,72 - 2,51</u> 1,96±0,11

În perioada cercetărilor 2010-2015 au fost comparate valorile indicelui saprobic cu date efectuate de către Ungureanu L. (1989-2009) [23]. În sectorul mijlociu al fl. Nistru în perioada de vară valorile medii ale indicelui saprobic au fost în creștere de la 2,03 până 2,10, aceeași tendință a fost atestată și în perioada de toamna în sectorul inferior al fl. Nistru cu oscilații ale valorilor

medii de la 2,16 până la 2,27. În r.Prut în ambele sectoare a fost atestată tendința de micșorare a valorilor medii ale indicelui saprobic în perioada de primăvară și toamnă, cu excepția perioadei de vară, când valorile medii ale indicelui saprobic erau în creștere de la 2,04 până la 2,14. În lacul de acumulare Dubăsari a fost atestată creșterea valorilor indicelui saprobic de la 2,15 până la 2,23 în perioada de primăvară, în perioada de vară de la 2,03 până la 2,19 și în perioada de toamnă de la 2,10 până la 2,3. În lacul refrigerent Cuciurgan a fost atestată aceeași tendință de creștere a valorilor indicelui saprobic de la 1,76 până la 1,96 (Tabelul 4.11.). Valorile ridicate ale indicelui saprobic în ultimii ani în ecosisteme lacustre sunt cauzate de intensificarea activității antropice. După compararea rezultatelor obținute cu datele anilor precedenți putem constata că valorile indicelui saprobic în ecosistemele fluviale și lacustre ale Republicii Moldova rămân să varieze în limitele zonei β -mezosaprobă.

4.3. Concluzii la capitol 4

1. În ecosistemele studiate pe parcursul investigațiilor predomină speciile β -mezosaprobe. Conform valorilor indecelui saprobic al fitoplanctonului calitatea apei în ecosistemele fluviale (fl.Nistru, r.Prut) se încadrează în limitele claselor II-III (bună-poluată moderat), iar în ecosistemele lacustre (lacul Dubăsari și Cuciurgan) se atribuie claselor II-III (bună-poluată moderat).
2. Prezența unor specii în zonele foarte poluate se explică prin toleranța lor față de aceste condiții, iar prezența altora doar în apele curate, prin sensibilitatea lor față de mediul poluat.
3. În sistemele de biomonitoring cel mai mult sunt folosite ca bioindicatori diatomeele, care pe lângă caracterul cosmopolit, au o sensibilitate înaltă față de modificările fizico-chimice ale mediului și ale gradului de încărcare organică.
4. Formarea calității apei în fluviul Nistru depinde în mare măsură de condițiile de reglare a debitului apei, de cantitatea și natura poluanților proveniți din diferite localități situate pe cursul acestuia sau aduse de afluenții Răut și Bâc.
5. Valorile raportului A/R în fl.Nistru au demonstrat că calitatea apei se atribuie claselor II-III (bună-poluată moderat), în r.Prut calitatea apei se situa în limitele claselor III-IV (poluată moderat-poluată), în lacurile Dubăsari și Cuciurgan se referă claselor a II-a și a III-a (bună-poluată moderat), uneori clasei a IV-a (poluată).
6. Conținutul înalt al suspensiilor în apele râului Prut este un indice care denotă intensificarea proceselor de eroziune în bazinul hidrografic, cât și poluarea cu deșeuri și ape reziduale. Este evidentă influența afluenților de stânga și de dreapta ai r. Prut, care provoacă sporirea conținutului de suspensii în râul Prut.

CONCLUZII GENERALE ȘI RECOMANDĂRI PRACTICE

1. În urma studiului multianual al fitoplanctonului ecosistemelor acvatice situate în bazinele hidrografice Nistru (fl. Nistru în limitele Republicii Moldova, lacurile de acumulare Dubăsari și Cuciurgan) și Prut (r. Prut în limitele Republicii Moldova), au fost identificate 211 de specii și taxoni interspecifici de alge.
2. În premieră pentru ecosistemele acvatice din Moldova au fost atestate 3 specii de alge invazive alogene: *Amphora veneta*, *Nitzschia Kuetzingiana* și *Surirella robusta* și 3 specii invazive autohtone: *Merismopedia tenuissima*, *Synechocystis aquatilis* și *Aphanizomenon flos-aquae* care se dezvoltă în cantități mari și provoacă fenomenul „înfloririi” apei [24].
3. Studiul complex al ecosistemelor investigate a pus în evidență o dinamică sezonieră bine pronunțată a parametrilor structural-funcționali ai fitoplanctonului: valorile maxime ale efectivului și biomasei fiind înregistrate în perioada estivală, iar cele minime în perioada autumnală. Excepție prezintă fl. Nistru, în care poluarea termică menține dezvoltarea fitoplanctonului în perioada estivală la nivelul perioadei vernale, ceea ce este o particularitate caracteristică a acestui fluviu care îl deosebește de râul Prut.
4. Conform valorilor biomasei fitoplanctonului, lacul de acumulare Cuciurgan, Nistrul inferior, Prutul mijlociu și inferior pot fi atribuite categoriei ecosistemelor „eutrofe” periodic „mezotrofe”, iar lacul de acumulare Dubăsari și sectorul mijlociu al fl. Nistru categoriei ecosistemelor „eutrofe” periodic „politrofe” [10, 14, 15].
5. În ecosistemele studiate pe parcursul investigațiilor predomină speciile β -mezosaprobe. După valorile indecelui saprobic a fitoplanctonului calitatea apei în ecosistemele acvatice (fl. Nistru, r. Prut) se încadrează în limitele claselor II-III (bună-poluată moderat), iar în ecosistemele lacustre (lacul Dubăsari și Cuciurgan) calitatea apei se atribuie claselor II-III (bună-poluată moderat) [25].
6. Formarea calității apei în fluviul Nistru depinde în mare măsură de condițiile de reglare a debitului apei, de cantitatea și natura poluanților proveniți din diferite localități situate pe cursul acestuia sau aduse de afluenții Răut și Bâc.
7. Valorile raportului A/R în fl. Nistru au demonstrat că calitatea apei se atribuie claselor II-III (bună-poluată moderat), în r. Prut calitatea apei se situa în limite claselor III-IV (poluată moderat-poluată), iar în lacurile Dubăsari și Cuciurgan se referă claselor II-a și III-a (bună-poluată moderat), uneori clasei a IV-a (poluată) [14, 15, 202, 206].

RECOMANDĂRI PRACTICE

- ❑ Se recomandă a fi utilizate în monitoringul stării ecologice a ecosistemelor fluviale și lacustre algele planctonice, care sunt organisme foarte sensibile la modificarea parametrilor hidrologici, hidrochimici și hidrobiologici și sunt indicatori relevanți ai stării ecosistemelor acvatice.
- ❑ Pentru îmbunătățirea calității apei în ecosistemele acvatice a Republicii Moldova se recomandă diminuarea deversărilor de ape reziduale industriale, agricole și menajere neepurate, diminuarea poluării termice, interzicerea amplasării gunoiștilor și spălării autovehiculelor pe malurile lacurilor și râurilor.
- ❑ Pentru preîntâmpinarea fenomenului de “înflorire a apei” este necesară reducerea aportului de nutrienți în ecosisteme acvatice, reproducerea și menținerea efectivului organismelor acvatice, inclusiv a peștilor fitofagi, care consumă producția algală și reglează efectivul speciilor de alge planctonice.

BIBLIOGRAFIE

Surse bibliografice în limba română

1. Dediu I. Enciclopedie de ecologie. Academie de științe a Moldovei Chișinău, Î.E.P. Știința, 2010, 836 p.
2. Brezeanu G., Cioboiu O., Ardelean A. Ecologie acvatică. Arad: "Vasile Goldiș" Universitz Press, 2011, 408 p.
3. Bulat Dumitru, Bulat Denis, Toderăș I., et.al. Biodiversitatea, bioinvazia și bioindicația: (în studiul faunei piscicole din Republica Moldova): Monografie, AȘM, IZ; UnAȘM a Rep. Moldova. –Chișinău: S.n., 2014, 430 p.
4. Goreaceva N., Romanciuc L., Duca Gh. Problemele apelor de suprafață ale Republicii Moldova. În Analele Științifice ale Universității de Stat din Moldova, 2000, p.367-374.
5. Porumb M., Murariu. Fitoplanctonul și chlorofila A, indicatori ai calității apei complexului lacustru Ciric (Județul Iași) Sesiunea științifică: Conservarea diversității plantelor in situ și ex situ. România, Iași 23-25 mai 2008, p.45.
6. Nicoară M. Ecologia acvatică. Iași 2002, 228 p.
7. Negru M., Șubnețkii I. Studiu privind distribuția cantitativă a planctonului și bentosului bacterian din râul Prut. În: Mediul ambiant, nr.2, 2007, p. 1-3.
8. Regulament cu privire la cerințele de calitate a mediului pentru apele de suprafață. Anexa 1. publicat: 22.11.2013 în Monitorul Oficial Nr.262-267, art. Nr.1006, 2013, p. 32-39.
9. Resursele acvatice ale Republicii Moldova. Vol. I. Apele de suprafață. Chișinău, 2007, p. 66-203.
10. Ungureanu L., Toderăș I., Tumanova D., Ungureanu G. Diversitatea și funcționarea fitoplanctonului lacului de acumulare Dubăsari. Materialele Simpozionului al 3-lea "Lacurile de acumulare din România. Tipologie, valorificare, protecție" Potoci 2012. Edit.Univ. „Al.I.Cuza” Iași. 2012, p.7-8.
11. Ungureanu L. ș.a. Recomandări privind diminuarea dezvoltării algelor cianofite în ecosisteme acvatice. Рекомендации по предотвращению массового развития синезеленых водорослей в водоемах. Chișinău, 2012, 30 p.
12. Ungureanu L., Tumanova D., Melniciuc C. Diversitatea și structura cantitativă a algelor xantofite (*Xantophyta*) în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova. În: Materialele Conferinței științifice Internaționale „Biotehnologia microbiologică-domeniu scintintensiv al științei contemporane”. Chișinău, 2011, p. 114-115.

13. Ungureanu L., Zubcov E., Coșeru I. Ecosisteme acvatice: particularități și măsuri de remediere. Monografia. Chișinău, 2011, 88 p.
14. Ungureanu L., Tumanova D., Ungureanu G. Statul trofic și starea saprobiologică a lacurilor de acumulare Dubăsari și Cuciurgan conform parametrilor cantitativi ai fitoplanctonului. În: Buletinul AȘM. Știin. vieții. Nr. 3 (315) Chisinau, 2011, p.93-99
15. Ungureanu L., Tumanova D. Calitatea apei ecosistemelor acvatice principale ale bazinului fluviului Nistru. În: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. Chișinău, 2010, N 3 (312), p. 101 – 110.
16. Ungureanu L. Succesiunile fitoplanctonului lacului de acumulare refrigerent Cuciurgan. În: Analele științifice ale USM. Seria «Științe chimico- biologice». Chișinău, 2000, p. 203-205.
17. Ungureanu L. Evaluarea structurii fitoplanctonului sectorului mijlociu al fluviului Nistru sub influența factorilor antropici. În: Materialele Conferinței a V-a a Zoologilor din Republica Moldova cu participare internațională „Diversitatea, valorificarea rațională și protecția lumii animale”. Chișinău, 2006, p. 286-290.
18. Ungureanu L. Diversitatea taxonomică a fitoplanctonului lacului de baraj Dubăsari și succesiunile ei multianuale. Problemele conservării biodiversității cursului mijlociu și inferior al fluviului Nistru. În: Tezele conf. Internationale, Chișinău, 1998, p. 172-174.
19. Ungureanu L. Calitatea apei ecosistemelor bazinului fluviul Nistru după indicii cantitativi ai fitoplanctonului. Rezumatele comunicărilor celei de-atreia conferințe Internaționale științifico –practice „Apele Moldovei”. Chișinău, 1998, p.95-96.
20. Ungureanu L. Unele particularități ale dezvoltării fitoplanctonului în fluviul Nistru. Materialele Seminarului Ecologic Internațional „Tiras-96” Lvov-Vadul-lui-Vodă 9-23 septembrie 1996. Chișinău, 1996, p.140-142.
21. Ungureanu L. Succesiunile taxonomice și cantitative a fitoplanctonului ecosistemelor acvatice ale Moldovei. Diversitate și ecologia lumii animale în ecosisteme naturale și antropizate. Chișinău, 1997, p.135-137.
22. Ungureanu L. Evoluția fitoplanctonului fluviul Nistru sub influența factorului antropic. Conferința Internațională „Problemele conservării biodiversității cursului mijlociu și inferior al fluviul Nistru”. Chișinău, 1988, p.174
23. Ungureanu L. Diversitatea și particularitățile funcționării comunităților fitoplanctonice în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova. În: Teza de doctor habilitat în biologie. Chișinău, 2011, 269 p.

24. Tumanova D., Ungureanu L. Specii invazive de alge în componența fitoplanctonului ecosistemelor lotice din Republica Moldova. In: Sustainable use and protection of animal world diversity. International Symposium dedicated to 75 th anniversary of Professor Andrei Munteanu. Chișinău, 2014, p. 243-245
25. Tumanova D. Algele planctonice-indicatori ai calității apei fluviului Nistru. Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Seria “Științele vieții”. 2016, 2 (329), p. 95-102.
26. Toderăș I. ș.a. Starea și protecția resurselor acvatice. În: Starea mediului în Republica Moldova în anul 2004 (Raport național). Chișinău, 2005, p. 48-60.
27. Toderăș I. ș.a. Particularitățile fizico-chimice, biologice și productivitatea lacului de baraj Dubăsari (Republica Moldova). În: Lacurile de acumulare din România-tipologie, valorificare, protecție. Materialele simpozionului I, vol.I, Potoci, România. Iași, 1997, p.70-74.
28. Toderăș I., Rusu V., Ungureanu L. Evoluția relațiilor elementelor biogene și indicilor cantitativi ai fitoplanctonului în fluviul Nistru. În: Analele științifice ale USM. Seria «Științe chimico-biologice». Chișinău, 1998, p. 198-203.
29. Toderăș I. ș.a. Evoluția ecosistemului lacului de baraj Cuciurgan (bazinul r.Nistru) în condițiile presingului termic. În: Lacurile de acumulare din România-tipologie, valorificare, protecție. Vol.I. Potoci. România,1993, p. 57-64.
30. Vladimirov M. ș.a. Succesiunile structurale ale comunităților principale de hidrobionți în fl.Nistru în limitele Republicii Moldova. În: Rezumatele comunicărilor conferinței corpului didactico-științific “Bilanțul activității științifice a USM pe anii 2000-2002”. Științe chimico-biologice. Chișinău, 2003, p. 150- 151.
31. Vădineanu A. Managementul dezvoltării – o abordare ecosistemică. București: ARS Docendi, 2004, 230 p.
32. Zubcov E. ș.a. Dinamica indicilor hidrochimici și calitatea apei râului Prut. În: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. N 1 (313), Chișinău, 2011, p. 90-97.
33. Zubcov E. ș.a. Starea actuală a râului Prut. În: Mater. Simp. Internațional „Diversitatea,valorificarea rațională și și protecția lumii animale”. Chișinău, 2009, p.279-283.
34. Zubcov E. Ș.a. Calitatea apei și caracteristica saprobiologica a ecosistemelor acvatice din Moldova conform indicilor hidrochimici și ai fitoplanctonului. În: „Diversitatea,valorificarea rațională și și protecția lumii animale”. Chișinău, 2011, p. 204-207.

Surse bibliografice în limba rusă

35. Абакумов В.А. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983, 240с.
36. Алимов А.Ф. Богуцкая Н.Г. Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. В: Товарищество научных изданий КМК. Москва-Санкт-Петербург, 2004, 430 с.
37. Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Ленинград: Гидрометеиздат, 1989, 152 с.
38. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. Санкт-Петербург: Наука, 2000, 147 с.
39. Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоазнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. PiliesStudio, Тель Авив, 2006, 498 с.
40. Баженова О. П. Инвазивные виды фитопланктона в бассейне верхнего и среднего Иртыша. Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды : тез. Докл. IV Межд. Науч. Конф., 12–17 сент. 2011 г., Минск – Нарочь/Белорусский государственный университет ; сост. ин. общ. Ред. Т. М. Михеевой. –Минск : Изд. Центр БГУ, 2011, 254 с.
41. Бобренко И.А., Баженова О.П., Бобренко Е.Г. Биоиндикация и биотестирование в исследованиях экосистем: учебное пособие. Омск: Изд-во ФГОУ ВПО ОмГАУ, 2004, 116 с.
42. Берлунд К., Сноа Б. Трансграничное диагностическое исследование бассейна реки Днестр. Проект ОБСЕ/УЭК ООН: Трансграничное сотрудничество и устойчивое управление бассейном реки Днестр.- нояб. 2005, 73с.
43. Биопродукционные процессы в водоемах охладителях ТЭС. Отв. ред. А.М.Зеленин. Кишинев, Штиинца, 1988, 272 с.
44. Бойченко Н. Влияние притоков Реут и Бык на качество воды Днестра. Эколого-экономически проблемы Днестра. Тез.науч.практ.конф.,Одесса, 2000, с. 22.
45. Березина Н.А. Гидробиология.-М.: Легкая и пищевая промышленность, 1984, 360 с.
46. Брагинский Л.П. и др. “Пятна цветения”, нагонные массы, выбросы синезеленых водорослей и происходящие в них процессы. “Цветение воды” Киев: Наук. Думка, 1968, с. 92-149.
47. Борш З.Т. Продукция фитопланктона и деструкция органического вещества. В: Экосистема Нижнего Днестра в условиях усиленного антропогенного

- воздействия. Кишинев, Штиинца, 1990, с. 100-112.
48. Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Ленинград: Наука, 1983, 150 с.
49. Волошко Л.Н., Плющ А.В., Титова Н.Н. Токсины цианобактерий. (Cyanobacteria, Cyanophyta). Альгология. Т.18(1), 2008, с.4-21.
50. Вассер С.П. и др. Водоросли. Справочник. Киев: Наукова Думка, 1989, 60 с.
51. Васенко А. Г., Верниченко-Цветков Д. Ю. И др. Сравнительная характеристика фитопланктона верховья и прибрежного участка украинской части дельты Дуная. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. 2014, Вип. 36. с. 107-118.
52. Виноградова К.Л., Голлербах М.М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Зеленые водоросли: Chlorophyta классы сифоновые, сифонотканевые Siphonophyceae, Siphonocladophyceae. 1980, 247с.
53. Винберг Г.Г. Особенности водных экологических систем. В: Журнал общ. Биологии том 16, 1967, 320 с.
54. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР 1960, 328с.
55. Волкова Н.С. Влияние некоторых диатомовых водорослей на формирование качества пресных вод. Всесоюзное совещание лимнологов V вып.1.Байкал 1981, с.49-50.
56. Влияние на качество воды эвтрофирования, вызванного развитием *Microcystis aeruginosa*. Impact of eutrophication by *Microcystis aeruginosa* on water quality. Liu Chi-Jen, Tseng Szu-Kung Proc. Nat. Sci. Counc., Rep. China. A. 20, No 1. 1996, – Англ.; рез. Кит. с. 123-130.
57. Гасанова А.Ш., Гусейнов К.М. Структура и пространственное распределение весеннего планктонного фитоценоза западного побережья среднего Каспия в современных условиях. Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использовании в мониторинге: Материалы II всеросс. конф. (Сыктывкар, 5-9 октября 2009 г.) Сыктывкар: Институт биологии Коми НЦУр О РАН, 2009, 362 с.
58. Голлербах М.М. Распространенность водорослей в современных водоемах, их биомасса и продукция. М.: “Просвещение”, 1977, с.360-364.
59. Голлербах М.М., Косинская Е.К., Полянский В.И. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.2. Синезеленые водоросли. Москва: Наука, 1953, 651с.

60. Громов Б.В., Мамкаева К.А., Волошко Л.Н. К изучению токсичных «цветений» в озерах северо-запада России. Эколого-физиологические исследования водорослей и их значение для оценки состояния природных вод Ярославль, 1996, с. 22.
61. Гутельмахер Б.Л. Метаболизм планктона как единого целого. Л., Наука, 1986, 155с.
62. Горюнова С.В., Ржанова Г.Н., Орлеманский В.К. Сине-зеленые водоросли. М.: Наука, 1969, 229 с.
63. Горюнова С.В., Демина Н.С. Водоросли–продуценты токсических веществ. М., Наука, 1974, 256 с.
64. Горбунова Н.П. Альгология: учеб. Пособие по спец. “Ботаника” М., Высш. шк., 1991, 256 с.
65. Горбунов И.Ф. Рельеф Молдавии и его количественные характеристики. Труды Докучаевской конференции. Кишинев, 1961, с. 119-125.
66. Дедусенко-Щеглова Н.Т., Матвиенко А.М., Шкорбатов Л.А. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.8. Зеленые водоросли. Класс вольвоксовые. Chlorophyta: Volvocinae. М-Л.: Наука, 1959, 230с.
67. Дедусенко-Щеглова Н.Т., Голлербах М.М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.5 Желтозеленые водоросли. М-Л.: Н. 1962, 272 с.
68. Денисов Д.Б. и др. Современные изменения биоты пресноводных экосистем Мурманской области. Вестник МГТУ, Т.12 №3, 2009, с. 525-538.
69. Дубоссарское водохранилище. Под ред. М.Ф. Ярошенко, С.Е. Бызгу, Т.Д. Дымчишина-Кривенцова, А.И.Набережный и др. Москва: Наука, 1964, 300 с.
70. Елизарова В.А. Экология и биология водорослей основных систематических групп и массовых видов. В: Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Изд-во Самарского н. ц. РАН, 1999, с. 51-88.
71. Елизарова В.А. Марганец и медь как факторы роста фитопланктона в мезотрофном водоеме (Рыбинское водохранилище). Биология внутренних вод. 2000, №3. с. 35-41.
72. Забелина М.М. и др. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.4. Диатомовые водоросли. Москва: Наука, 1951, 619 с.
73. Зубкова Е.И. Унгуряну Л.Н., Мунжиу О.В. Влияние абиотических факторов на развитие фитопланктона экосистемах реки Прут. În: Buletinul AŞM, Ştiinţele vieţii, 2005, nr.2(297), p.87-94.

74. Зубкова Е.И. и др. Современное состояние экосистемы реки Прут. В: Международный симпозиум “Экологические проблемы Черного моря”. Одесса, 2004, с. 183-186.
75. Зубкова Е.И. Влияние антропогенных факторов на миграцию микроэлементов в экосистеме реки Днестр. Охрана природы Молдавии, 1988, с. 97-103.
76. Зубкова Е., Шленк Д. Современное состояние качества воды реки Днестр. Интегрированное правление природными ресурсами трансграничного бассейна Днестра. Матер. Межд. Конф. 16-17 сентября «Есо-TIRAS». Кишинев, 2004, 394 с.
77. Израель Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1984, 560 с.
78. Индуцируемые солью изменения роста *Chlorococcum humicola* и *Scenedesmus bijugatus* в культурах с ограниченным питанием. Salt induced changes in the growth of *Chlorococcum humicola* and *Scenedesmus bijugatus* under nutrient limited cultures. Dash R.C., Mohapatra P.K., Mohanty R.C. Bull. Environ. Contam. And Toxicol. – 54, No 5., – Англ. 1995, с. 695-702.
79. Ключенко П.Д. О взаимосвязи между содержанием неорганических соединений азота и интенсивностью развития фитопланктона в днепровских водохранилищах. Гидробил.ж. –34, №3, 1998, с.75-82.
80. Константинов А.С. Общая гидробиология. М.: Высшая школа, 1986, 472с.
81. Коновалова О.А. Фитопланктон как показатель качества воды разнотипных водоёмов территории г. Омска. Вестник Алт. ГАУ. № 5, 2010, с. 64–67.
82. Корнева Л.Г. Формирование фитопланктона водоёмов бассейна Волги под влиянием природных и антропогенных факторов: автореф. дис. докт. биол. наук Л.Г. Корнева. СПб, 2009, - 47 с.
83. Корнева Л.Г. Распространение чужеродных видов планктонных водорослей во внутренних водоемах мира: масштабы, причины и последствия. Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды : тез. Докл. IV Междунар. Науч. Конф., 12–17 сент. 2011 г., Минск, Нарочь БГУ; сост. И общ. Ред. Т. М. Михеевой. Минск, 2011, с. 220.
84. Корнева Л.Г. Современные инвазии планктонных диатомовых водорослей в бассейне р. Волги и их причины. Биология внутренних вод, № 1. 2007. с. 30-39.
85. Корнева Л.Г. Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. Под. Ред. А.И.

- Копылова. Кастрома: Кастромской печатный дом. 2015, 284 с.
86. Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984, 207с.
87. Кисилев И.А. Распределение, сезонная динамика, питание и значение. Л.: “Наука”, 1980, 440с.
88. Кисилев И.А. Определитель пресноводных водорослей СССР, Вып.6, Пирофитовые водоросли. М.: Наука, 1954, 211с.
89. Крючкова Н.М. Трофические взаимоотношения зоо- и фитопланктона. М., Наука, 1989, 124 с.
90. Ключенко П.Д., Медведь В.А. Влияние свинца и меди на некоторые показатели жизнедеятельности зеленых и синезеленых водорослей. П.Д. Ключенко, Гидробиологический журнал. 1999, Т.35. №6. с. 52-62.
91. Липеровская Е. С., Пчелкина Н. В. Определение сапробности по Пантле и Букку при изучении санитарного состояния реки. Теория и практика биологического самоочищения загрязненных вод. М.: Наука, 1972, с. 158-168.
92. Мингазова Н.М. Гидробиологический мониторинг: принципы организации в зависимости от типа водных экосистем: Тез. докл. на IX съезде гидробиол. общ. РАН (Тольятти, 18-22 сентября, 2006) Т. II. // Тольятти: ИЭВБ РАН. 2006, с. 32.
93. Масюк Н.П., Кондратьева Н.В., Вассер С.П. Альгология на пути в третье тысячелетие и актуальные проблемы современной альгологии. Тез. Докл. 1 Всесоюзн. Конф. (Черкасс) Киев: Наук. Думка, 1987, с. 278-322.
94. Матвиенко А.М. Определитель пресноводных водорослей СССР, выпуск 36 Золотистые водоросли Изд-во СЭВ, Москва, 1954, 188 с.
95. Михеева Т.М. Структура и функционирование фитопланктона при эвтрофировании вод. Автореф. Дис. Докт. Биол. наук. Минск, 1992, 63 с.
96. Михеева Т.М. Сукцессии видов в фитопланктоне. Минск: БГУ, 1983, 70 с.
97. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. Москва: Наука, 2004, 155 с.
98. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Метод оценки загрязненности пресноводных экосистем по показателям развития фитопланктонных сообществ. Разработан Гидрохимическим институтом Федеральной службы России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. РД 52.24.564-96. 1996, 16 с.

99. Мошкова Н.А., Голлербах М.М. Определитель пресноводных водорослей СССР. Зеленые водоросли Вып. 10(1) М.: Наука, 1986, 360 с.
100. Наблюдения над водорослями в 1994 г. *Algeovervaking i Norge 1994*. Fyllingen I., Soiland H., Martinussen I. *Fisken og havet*. No 17. Норв.; рез. Англ. 1995, с. 1-84.
101. Никулина В.Н. Изменение видового состава и количественного развития водорослей при антропогенном воздействии. Динамика биологического разнообразия и биоресурсов континентальных водоемов. СПб. Наука, 2012, с.117-127.
102. Никулина В.Н. Водоросли планктона как показатель экологического состояния водоемов. В: Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна реки Невы. С-П., 1996, С. 13- 35.
103. Оксийук О.П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод. *Гидробиол.журн.*, V.29, № 4, 1993, с. 62-77.
104. Оксийук О.П. Оценка водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. *Гидробиол.журн.*, Т.30, № 3, 1994, с.26-31.
105. Остроумов С.А. и др. Формирование и улучшение качества воды: ключевая роль биологических и эколого-биохимических факторов. În: *Buletinul Academiei de Ştiinţe a Moldovei. Ştiinţele vieţii*. N 3(312), Chişinău, 2010, с. 22-44.
106. Паланарь-Мордвинцева Г.М. Определитель пресноводных водорослей СССР Вып.2. Зеленые водоросли. Л.: Изд-во АН СССР, 1982, 620с.
107. Попова Т.Г. Определитель пресноводных водорослей СССР. Вып.7 Эвгленовые водоросли. М., 1955, 281с.
108. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982, 287 с.
109. Петрова Н.А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озер. Л: Наука, 1990, 199с.
110. Петрова А.Л. Фитопланктон и динамика его биомассы. Экология зарастающего озера и проблемы его восстановления СПб.: Наука, 1999, с.121-133.
111. Примайченко А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. Киев: Наук. Думка, 1981, 280с.
112. Потребление соединений растворенного органического фосфора фитопланктоном и бактериопланктоном в морских водах Сямыня. Huang Bangqin и др. *Xiamen Univ. Nat.Sci.* 35, No 4. Кит.; рез. Англ. 1996, с. 625-630.

113. Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. Киев, 2002, 105 с.
114. Садчиков А.П., Козлов О.В. Трофические взаимоотношения в планктонном сообществе. М., Диалог-МГУ, 1999, 64 с.
115. Саут Р.Г., Уиттик А. Основы альгологии. М.: Мир, 1990, 595 с.
116. Сиренко Л.А. Проблемы эвтрофирования водоемов. Экологическая химия водной среды: материалы I Всесоюз. Школы, Кишинев, 24-26 октября М. 1985, с.125-147.
117. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. "Цветение" воды и эвтрофирование. Киев: Наук. Думка, 1978, 231 с.
118. Сиренко Л.А., Козицкая В.Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев, Наукова Думка, 1988, 256 с.
119. Сладечек В., Телимченко М.Н. К вопросу о биоиндикации качества воды. Инф. Бюллетень СЭВ по водному хозяйству, 1983, с.63-67.
120. Садчиков А.П., Козлов О.В. Суточная динамика продукции фито- и бактериопланктона. Гидробиол. журн, 1992, Т.28. №2. с.12-16.
121. Снитько Л.В. Динамика массовых видов фитопланктона озера Большой Кисегач (Южный Урал) Изв. Челябинского НЦ., вып.3 (33), 2006, с. 68-72.
122. Стадницкий Г.В., Родионов А.И. Экология. 3-е изд., стер. – СПб.: М. 1997, 240 с.
123. Стимуляция диатомовыми водорослями репродуктивной недостаточности копеподы *Calanus pacificus*. Induction of reproductive failure in the planktonic copepod *Calanus pacificus* by diatoms. Uye Shin-ichi. Mar. Ecol. Progr. Ser. – 133, No 1-3., Рез. Англ.1996, с. 89-97.
124. Судницына Д.Н. Экология водорослей Псковской области. Учебное пособие. – Псков: ПГПУ, 2005, 128 с.
125. Тодераш И.К. Функциональное значение хирономид в экосистемах водоемов Молдова. Кишинев, Наука, 1984, 172 с.
126. Тодераш И.К. и др. Качество воды и состояние биологических ресурсов нижнего Днестра. Международная научно-практическая конференция «Эколого-экономические проблемы Днестра». Одесса, 2000, с. 83-84.
127. Трифонова И.С. Роль биоиндикации в лимнологическом мониторинге. Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. Междунар. конф. СПб, 2006, с. 153.

128. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Институт озероведения АН СССР. Л: Наука, 1990, 182с.
129. Трунов Н.М., Короленко П.И., Бражникова Л.В. Использование неспецифических реакций водного населения на воздействие загрязняющих веществ в системе мониторинга. Комплексный глобальный мониторинг загрязнения окружающей природной среды: Межд. Симп. Рига, 12-15 дек. 1978. Л.: Гидро-т, 1980, с. 370-372.
130. Туманова Д.С., Унгуряну Л.Н. Структура и функционирование фитопланктона нижнего участка реки Днестр. Сб. н. ст. Академику Л.С. Бергу-135 лет. Есо-ТIRAS. 2011, с. 172-175.
131. Туманова Д.С., Унгуряну Л.Н. Разнообразие и функционирование фитопланктона реки Днестр в пределах Республики Молдова. În: Materialele conferinței științifice „Dezvoltarea cercetării științifice, promovarea și cultivarea creativității și a inovării în procesul instruirii academice”. CEP USM. Chișinău, 2010, с. 43-44.
132. Унифицированные методы анализа вод. Под ред. Лурье Ю.Ю. Москва: Химия, 1971, 377с.
133. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч.1 Методы химического анализа вод. Изд. 2-е. Москва: СЭВ, 1974, с. 119-125
134. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч.3. Методы биологического анализа вод. Приложение 2. Атлас сапробных организмов-М: СЭВ, 1977, 228 с.
135. Унгуряну Л.Н. и др. Эвгленовые водоросли реки Днестр в пределах Республики Молдова. Тез. Докл. Межд. Конф. «Актуальные вопросы современной альгологии» 23-25 мая. Киев, 2012, с. 308.
136. Унгуряну Л.Н., Видовое разнообразие и функционирование фитопланктона в реке Днестр. Тез. Докл. 4-й Межд. Науч. Конф., посвященной памяти профессора Винберга Г.Г. «Современные проблемы гидроэкологии», Россия, С-П., 2010, 188с.
137. Унгуряну Л.Н., Зубкова Е.И. Влияние микроэлементов-металлов на продукционно-деструкционные процессы водных экосистем. Сборник научных трудов „Вопросы рыбного хозяйства Белоруссии”. Вып. 24. Минск, 2008, с. 488-491.

138. Унгуряну Л.Н. Структура фитопланктонных сообществ рек Днестр и Прут в пределах Республики Молдова. Межд. Конф. «Первичная продукция водных экосистем», 11–16 окт., ИБВВ РАН, пос. Борок Ярославской обл. 2004, с. 99-100.
139. Унгуряну Л.Н. Фитопланктон реки Днестр «Эколого-экономические проблемы Днестра». В: Матер. V межд. Науч.-практ. Конф., Одесса 2006, с. 35.
140. Федоров В.Д. Экология. МГУ, 1980, 464 с.
141. Федоров В.Д., Капков В.И. Руководство по гидробиологическому контролю качества природных вод. М.: Христианское изд-во, 2000, 120 с.
142. Фирсова С.С., Фролова Л.Л. Оценка биоиндикаторной значимости фитопланктона методами биоинформатики. Биология XXI века: 14-я Пушкинская межд. Школа-конф. Молодых ученых, Сборник тезисов. Пушкино, 19-23 апр. 2010, с. 89-90.
143. Хендерсон-Саллерс Б., Маркленд Х. Умирающие озера: причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: Гидрометеиздат, 1990, 278 с.
144. Хромов В.М. и др. Оценка количественных показателей структуры фитопланктона, полученных при различной частоте отбора проб. Библиогр.: 6 назв. – Рус. – Деп. В ВИНТИ 05.02.97, N 322-B97; МГУ М., 1997, 9 с.
145. Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Киев: Наук. Думка, 1990, 208с.
146. Шаларь В.М. Фитопланктон водоемов Молдавии. Автореф. Докт. Дис. Кишинев, 1972, 52 с.
147. Шаларь В.М. Фитопланктон рек Молдавии. Кишинев “Штиинца”, 1984, 216 с.
148. Шаларь В.М. Фитопланктон водохранилищ Молдавии. Кишинев: “Штиинца”, 1971, 204 с.
149. Шаларь В.М. Особенности формирования и распределения фитопланктонных сообществ в водоемах Молдавии. В: Флора и растительность. Кишинев: Штиинца, 1987, с. 19-41.
150. Швецова Л. и др. Гидроэкологическая характеристика трансграничных участков нижнего Днестра. Интегрированное правление природными ресурсами трансграничного бассейна Днестра. «Есо-TIRAS» Материалы Межд. Конф. Кишинев, 16-17 сент. 2004, 394 с.
151. Шеннон К. Работы по теории информации и кибернетике. М.: Изд-во иностр. Лит-ры, 1963, 830с.

152. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003, 463 с.
153. Щербак В.И. К расчету первичной продукции фитопланктона под 1 м². В: Гидроб. Иссл. Водоемов юго-западной части СССР. Киев: Наук. Думка, 1982, с. 130-13.
154. Экосистемы, их оптимизация и охрана. Вып. 7. Украина, 2012, с. 149-158.
155. Экосистема Нижнего Днестра в условиях усиленного антропогенного воздействия. Отв. Ред. И.М.Ганя. Кишинев: Штиинца, 1990, 260 с.
156. Эйно́р Л. Экологическая очистка воды. Т.37, №2, Мир науки, 1993, с. 18-21.
157. Экологический энциклопедический словарь. Глав. Ред. Дедю И.И. МСЭ. К., 1990, 408 с.
158. Ярошенко М.Ф., Шаларь В.М., Дымчишина Т.Д. Зависимость интенсивности фотосинтеза от численности и биомассы фитопланктона в малых водохранилищах Молдавии. В: Биологические ресурсы Молдавии. Вып.3, Кишинев, 1965, с. 14-19.

Surse bibliografice în limba engleză

159. Alexandrov B. Et al. Trends of aquatic alien species invasions in Ukraine. Journal compilation © 2007 REABIC Aquatic Invasions Volume 2, Issue 3: 2007, p. 215-242.
160. Bellinger E.G., Sigee D.C. Freshwater Algae: identification and use as bioindicators. Published by John Wiley & Sons, Ltd. In 2010, p.271.
161. Bukaveckas P.A. et al. Phytoplankton abundance and contributions to suspended particulate matter in the Ohio, Upper Mississippi and Missouri Rivers. Aquat. Sc. 2011, 73: p.419-436
162. Berenike A. et al. Variation in diatom biochemical composition during a simulated bloom and its effect on copepod production. Journ.of plankton research V. 31 № 11, 2009, p.1391-1405.
163. Bleiker W., Schanz F. Light climate as the key factor controlling the spring dynamics of phytoplankton in Lake Zürich. Birkhäuser Verlag, Basel, 1997 Aquat.sci. 59 (1997) p.135-157.
164. Cant B., Mac Nally R., Thomson J. R. Relative effects of local and landscape factors on wetland algal biomass over a salinity gradient. Birkhauser Verlag, Basel, Switzerland 2009. Aquat. Sci. (2010) 72: p. 191-202.
165. Convention, of Biological Diversity of the IUCN. Rio de Janeiro,1992, p.28

166. Collos Y., Vaquer A. et al. Response of coastal phytoplankton to ammonium and nitrate pulses: seasonal variations of nitrogen uptake and regeneration. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Aquatic Ecology* 37:2003, p. 227-236.
167. Downs T., Schallenberg M., Burns C. Responses of lake phytoplankton to micronutrient enrichment: a study in two New Zealand lakes and an analysis of published data. Birkhuser Verlag, Basel, 2008 *Aquat. Sci.* 70 (2008), p. 347-360.
168. Filtotdy L. A biologiae visminositet. 3. Javitotes bovitett kiadas // *Vizugyi hidrobiologia* 9 kotet.-VIZDOK: Budapest, 1980, 263 p.
169. Falkowski P.G., Raven J.A. *Aquatic photosynthesis*. Malden: Blackwell Science, 1997, 375 p.
170. Goldyn R., Kowalczevska-Madura K. Interactions between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzedzkie Lake in western Poland. *Journ.of plankton research* V. 30 № 1, 2009, p. 33-42.
171. Graneli E. et al. The role of C, N and P in dissolved and particulate organic matter as a nutrient source for phytoplankton growth, including toxic species. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Aquatic Ecology* 33: 1999, p.17-27.
172. Guy Hällfors Checklist of Baltic Sea Phytoplankton Species (including some heterotrophic protistan groups) *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 95 Helsinki Commission Baltic Marine Environment Protection Commission 2004, 210 p.
173. Grover J.P. et al. Spatial variation of harmful algae and their toxins in flowing-water habitats: a theoretical exploration. *Journ.of plankt.research* V. 33 № 2, 2011, p.211-227.
174. Gaevsky N.A., Zotina T.A., GorbanevaT.B. Vertical structure and photosynthetic activity of Lake Shira phytoplankton. Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. *Aquatic Ecology* 36: 2002, p.165-178.
175. Harold.G.M. *Phytoplankton of York River*. Old Dominion University. Norfolk.VA.USA 2006, p. 57-63.
176. Hudon C. Phytoplankton assemblages in the St. Lawrence River, downstream of its confluence with the Ottawa River, Quebec, Canada, *Can. J. Fish, and Aquat. Sci.* 2000, Vol. 57. Прил. № 1. p. 16-30.
177. Kritsov V., Bellinger E.G. Elemental composition of *Microcystis aeruginosa* under conditions of lake nutrient depletion. *Aquat. Ecol.*39: 2005, p. 123-134.

178. Koch R. et al. Phytoplankton growth in the Ohio, Cumberland and Tennessee Rivers, USA: inter-site differences in light and nutrient limitation. Kluwer Academic Publish. Print. In the Netherlands. Aquatic Ecology 38:2004, p. 17-26.
179. Longhi M.L., Beisner B. Environmental factors controlling the vertical distribution of phytoplankton in lakes. Journ.of phytopl.research V. 31 №10 2009, p.1195-1207.
180. Lee R. E. Phycology. 1st edition. Cambridge University Press. USA, 2008, 547 p.
181. Liebich V., Stehouwer P.P., Veldhuis M. Re-growth of potential invasive phytoplankton following UV-based ballast water treatment. Journal compilation © 2007 REABIC Aquatic Invasions Volume 7, Issue 1: 2012, p. 29-36.
182. Lui K., Butler M., Allen M. et al. Field guide to aquatic invasive species. Identification, collection and reporting of aquatic invasive species in Ontario waters. Copyright Queen's Printer for Ontario, Canada 2008, p. 188.
183. Lopez, C.B., Jewett, E.B., Dortch, Q., Walton, B.T., Hudnell, H.K. Scientific Assessment of Freshwater Harmful Algal Blooms. Interagency Working Group on Harmful Algal Blooms, Hypoxia, and Human Health of the Joint Subcommittee on Ocean Science and Technology. Washington, DC. 2008, p. 78.
184. Manzi Marinho M. et al. Influence of N/P ratio on competitive abilities for nitrogen and phosphorus by *Microcystis aeruginosa* and *Aulacoseira distans*. Aquat Ecol, 2007, p.525-533.
185. Mihaljevic M., Filip Stevic. Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystem: the importance of hydrological extremes. Aquat. Ecol, 2011, p. 335-349.
186. Moreno-Ostos E. et al. The influence of wind-induced mixing on the vertical distribution of buoyant and sinking phytoplankton species. Aquat Ecol 2009, p. 271-284.
187. McCormick P.V., Cairns J. Algae as indicators of environmental change. Kluwer Acad. Publishers. Print. In Belgium. Journ. Of Applied Phycology 6: 1994, p. 509-526.
188. Nicklish A. et al. Analysis and modeling of the interactive effects of temperature and light on phytoplankton growth and relevance for the spring bloom. Journ. Of phytopl. Research V.30 №1 2008, p. 75-91.
189. Padisak J. Use of algae in water quality monitoring. In: J.Salanki & V. Istvanovics Limnological Bases of Lake Management. Proc. Of the ILEC/UNEP Training Course: Committee Foundation, Shiga. 1993, p.73-82.

190. Piirsoo K. et al. Origin of phytoplankton and the environmental factors governing the structure of microalgal communities in lowlands teams. *Aquat. Ecol.* 2007, p. 183-194.
191. Pradhan A. et al. Phytoplankton Diversity as Indicator of Water Quality for Fish Cultivation. *American Journal of Environmental Sciences* 4 (4): 2008, p. 406-411.
192. Ptacnik R, Lepisto L. et al. Quantitative responses of Lake phytoplankton to eutrophication in Northern Europe. *Aquat Ecol*, 2008, p. 227-236.
193. Pannard A. and oth. Phytoplankton size distribution and community structure: influence of nutrient input and sedimentary loss. *Jorn. Of phytopl. Research.* 29. №7, 2011, p. 583-598.
194. Pantle F., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach*, vol. 96, nr. 18. 1955, 604 p.
195. Salmaso N., Braioni M.G. Factors controlling the seasonal development and distribution of phytoplankton community in the lowland course of a large river in Northern Italy (River Adige). *Aquat Ecol*, 2008, p. 533-545.
196. Seckbach J. *Algae and Cyanobacteria in extreme environments*. Published by Springer, P.O. Box 17, 3300 AA Dordrecht, The Netherlands. 2007, p. 812.
197. Sladcek V. System of water quality from the biological point of view. In: *Ergebnisse der Limnol.H.Arch.Biol.Beiheft*, vol.7, 1973, p. 1-218.
198. Shostell J., Bukaveckas P.A. Seasonal and inter annual variation in nutrient fluxes from tributary inputs, consumer recycling and algal growth in a eutrophic river impoundment. *Kluwer Academic Publishers*. Printed in the Netherlands *Aquatic Ecology* 38: 2004, p. 359-373.
199. Tsarenko P.M., Wasser S.P., Nevo E. *Algae of Ukraine: Diversity, Nomenclature, Taxonomy, Ecology and Geography*. Ruggell/Liechtenstein, 2006, 714 p.
200. Tumanova D., Ungureanu L., Melniciuc C. Fitoplancton of fish ponds. *Aquaculture in Central and Eastern Europe: present and future*". The II Assembly NACEE (Network of Aquaculture Centres in Central and Eastern Europe) and the Workshop on the Role of Aquaculture in Rural Development. 2011, p. 253-255.
201. Ungureanu L. Et al. Diversity and phytoplankton functioning in the Cuciurgan reservoir. Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity. *International Conf. of Zoologists*. Chishinau, 2013, p. 235.

202. Ungureanu L., Tumanova D., et al. Productivity and successions of phytoplankton in the Prut river. Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity. Internațional Conference of Zoologists. Chishinau, 2013, p. 236.
203. Ungureanu L., Tumanova D., Melniciuc C. *Dinophyta* algae in composition of phytoplankton of water ecosystems of Republic of Moldova. Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity. Internațional Conference of Zoologists. Chishinau, 2011, p. 192-193.
204. Ungureanu L. Phytoplankton structure and water quality in the middle sector of the Dniester River. In: Proceedings of the Intern. Conf. Odessa, Sept. 30-Oct. 1, 2009, p. 296-300.
205. Ungureanu L. Peculiarities of the Phytoplankton development in the Prut River. In: Proceedings of the 34th Conf. Limnological reports. Vol. 34, IAD. Tulcea, Romania, 2002, p. 189-193.
206. Ungureanu L. Tumanova D., et al. Diversity and phytoplankton functioning in Prut River. Annals of "Dunarea de Jos". Univ. of Galati. Mathematics, physics, theoretical mechanics. Fascicle II, year V(XXXVI), no. 2, 2013, p. 128-231.
207. Ungureanu L. Et al. Diversity and qualitative structure of green algae in the main aquatic ecosystems of the Republic of Moldova. Muzeul Olteniei Craiova. Oltenia. Studii și comunicări. Științele Naturii. Tom. 29, No. 2/2013, p. 64-71.
208. Von Dassow P., Montresor M. Unveiling the mysteries of phytoplankton life cycles: patterns and opportunities behind complexity. Italy, 2010. Journ. Of phytopl. Research. V.33. Nov. 2011, p.3-12.
209. Wilk-Wozniak E., Zurec R. Phytoplankton and its relationships with chemical parameters and zooplankton in meromictic Piaseczno reservoir, South. Poland. Aquat Ecol 40: 2006, p.165-176.
210. Walsby A.E. Determining the photosynthetic productivity of a stratified phytoplankton population. Birkhäuser Verlag, Basel, 2001. Aquat.sci.63: 2001, p. 18-43.
211. Watkins E. Guiding Principles for Water Quality and Aquatic Ecosystem Monitoring. Alberta Environment July, 2006, p.1-10.
212. Toderash I. Et al. Biodiversity of the aquatic ecosystems from the Republic of Moldova (problems, realizations and perspectives). Analele științifice ale Universității "Al. I. Cuza" din Iași. Lucrările sesiunii științifice "Viața în apă și pe pământ în mileniul III" Editura Univ. "Alexandru Ion Cuza" Iași, 2002, p. 126-135.

213. Toderas I. Et al. Influence of abiotic and biotic factors upon communities of aquatic organisms. *Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity*. Internațional Conference of Zoologists. 2013, p. 234.
214. Zubcov E. et al. 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.
215. Zubcov E. et al. Assesment of chemical compozitions of water and ecological situation in Dniester river. In: Jurnal of Science and Arts, Year 10, No 1 (12), 2010, p. 47-52.
216. Zubcov E. et al. The influence of some abiotic factor on phytoplankton development and biotic processes in Prut river ecosystems. In: Proceedings of 37 th IAD Conf. „The Danube River Basin in a changing World. Chișinău, 2008, p. 82-86.
217. Zubcov E. et al. Water quality and the saprobiological characteristics of aquatic ecosystems of Moldova according hidrochemical and phitoplankton indices. În: Diversitatea, valorificarea rațională și protecția lumii animale. Chișinău, 2001, p. 204-207.
218. Zelink M., Marvan P. Zur Prazisierung der biologischen Klasifikation der Reinheit flissender Gewasser. Arch. Hydrobiol. 1961 -57 -3, p. 389-407

Surse electronice

219. Caracteristica georafica a Râului Prut: [accesat: 20/03/2014]
<http://www.apelemoldovei.gov.md/pageview.php?l=ro&idc=139>
220. Биоиндикация и экологический мониторинг: [accesat: 12/04/2016]
http://ecodelo.org/razdel_ekobiblioteki/4_bioindikatsiya_i_biologicheskii_monitoring
221. BioDiversity Pro software: [accesat: 3/02/2015] <http://www.sams.ac.uk/peter-lamont/biodiversity-pro>
222. Microcystin production in epiphytic cyanobacteria on submerged macrophytes. [accesat:10/11/2015] <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20167231>
223. Liver injury induced by the hepatotoxicity of the nanoplanktonic Cyanobacterium *Synechocystis aquatilis*. [accesat:25/07/2015]
<http://libback.uqu.edu.sa/hipres/magz/3900001-1.pdf>
224. Baza de date a algelor din apele dulcicole în Republica Moldova: [accesat: 18/12/2013] <http://algae.md/>

ANEXE

Tabelul A 1.1. Lista taxonilor de alge identificați în fl.Nistru, Lacul Dubăsari, Lacul refrigerent Cuciurgan, Râul Prut 2010-2015

Taxoni	S	Fl. Nistru	Lacul Dubăsari	Lacul Cuciurgan	R. Prut
Filumul Cyanophyta					
Aphanizomenon flos-aquae (L.) Ralfs f.flos-aquae	β	+	+	+	+
Anabaena spiroides Kleb. f. spiroides	$\alpha-\beta$	+	+	+	+
Anabaena flos-aquae (Lyngb.) Breb. f. flos-aquae	β		+	+	+
Gloeocapsa turgida (Kutz.) Hollerb. f.turgida	α	+	+	+	+
Merismopedia glauca (Ehr.) Nag f.glauca					+
Merismopedia tenuissima Lemm.	$\beta-\alpha$	+	+	+	+
Microcystis aeruginosa Kutz. f.aeruginosa	β			+	+
Microcystis pulverea (Wood.) Forti f.pulverea	$\alpha-\beta$			+	
Oscillatoria formosa Bory	α		+		
Oscillatoria kisselevii Anissim		+	+	+	+
Oscillatoria lacustris (Kleb.) Geitl.		+	+	+	+
Oscillatoria lauterbornii Schmidle	ρ	+			+
Oscillatoria planctonica Wolosz.		+	+	+	+
Oscillatoria subtilissima Kutz.		+	+		+
Oscillatoria tenuis Ag. f.tenuis	α	+		+	+
Romeria leopoliensis (Racib.) Koczw	$\alpha-\beta$	+		+	+
Synechocystis aquatilis Sanv.		+	+	+	+
Spirulina major Kutz.			+	+	
Filumul Chrysophyta					
Dinobryon sertularia Her.var.sertularia		+	+		+
Filumul Bacillariophyta					
Amphora ovalis Kutz. var.ovalis	$\alpha-\beta$	+	+	+	+
Amphora veneta Kutz. var. veneta		+	+	+	+
Asterionella formosa Hass	$\alpha-\beta$	+	+		+
Cocconeis placentula Ehr. var.placentula	β	+	+	+	+
Cocconeis pediculus Ehr. var. pediculus	β	+			
Cyclotella comta (Ehr.) Kutz. var.comta	α	+	+	+	+
Cyclotella Kuetzingiana Thw.	β	+	+	+	+
Cyclotella meneghiniana Kutz var.meneghiniana	$\alpha-\beta$	+	+		+
Cyclotella ocellata Pant.		+	+	+	+
Cymbella lanceolata (Ehr.) V.H. var.lanceolata	β	+	+		+
Cymbella tumida (Breb.) V.H. var.tumida		+	+		+
Cymbella turgida (Greg.) Cl.		+	+		+
Cymbella ventricosa Kutz. var. ventricosa	β	+	+	+	+
Cymatopleura solea (Breb.) W.Sm.var.solea	$\beta-\alpha$	+	+	+	+

Cymatopleura eliptica (Breb.) W.Sm. var. eliptica	β	+	+		+
Cymatopleura eliptica var. nobilis (Hantzsch.) Hust.			+		
Diatoma vulgare Bory var.vulgare	β	+	+	+	+
Diatoma vulgare var. lineare Grun.		+	+	+	+
Fragilaria capucina Desm. var. capucina	$\alpha-\beta$	+	+		
Fragilaria virescens Ralfs var. virescens	χ	+	+	+	+
Gomphonema augur Ehr. var. augur.	β		+		+
Gomphonema olivaceum (Lyngb.) Kutz. var.olivaceum	β	+	+	+	+
Gomphonema olivaceum var. calcareum Cl.	β	+			
Gomphonema constrictum Ehr. var. constrictum	β	+			
Gyrosigma acuminatum (Kutz.) Rabenh. var. acuminatum	β	+	+	+	+
Gyrosigma distortum (W.Sm.) Cl. var.distortum				+	+
Gyrosigma fasciola Ehr.					+
Melosira granulata (Ehr.) Ralfs var.granulata	β	+	+	+	+
Melosira italica (Ehr.) Kutz. var. italica	$\alpha-\beta$	+	+	+	+
Navicula cincta (Ehr.) Kutz. var.cincta	$\beta-\alpha$	+	+		+
Navicula cryptocephala Kutz. var.cryptocephala	α	+	+	+	+
Navicula cryptocephala var.intermedia Grun.	β	+	+	+	+
Navicula cryptocephala var.lata Poretzky et Anissimova		+			
Navicula elongata Poretzky		+			
Navicula exigua (Greg.) O.Mul. var.exigua	β	+	+	+	+
Navicula lanceolata (Ag.) Kutz.		+			
Navicula lacustris Greg.		+	+		+
Navicula grasilis Ehr.	$\beta-\alpha$	+	+	+	+
Navicula hungarica Grun.	β				+
Navicula hungarica var.capitata Cl.	$\beta-\alpha$	+	+	+	+
Navicula peregrina (Ehr.) Kutz. var.peregrina			+		
Navicula placentula (Ehr.) Grun. f.placentula					+
Navicula placentula f.rostrata A.Mayer			+		
Navicula pusilla W.Sm.var.pusilla					+
Navicula pygmaea Kutz.	α	+	+		+
Navicula viridula Kutz. var.viridula	α				+
Navicula sp.		+	+		+
Nitzschia acicularis W.Sm. var. acicularis	α	+	+	+	+
Nitzschia angustata var.acuta Grun		+			
Nitzschia dissipata (Kutz.) Grun.	$\alpha-\beta$		+		
Nitzschia distans				+	
Nitzschia dubia W.Sm.					+
Nitzschia hantzschiana Rabenh.	α	+			
Nitzschia frustulum (Kutz.) Grun. var.frustulum		+			

Nitzschia Kuetzingiana Hilse		+	+	+	+
Nitzschia longissima var.reversa (Breb.) Ralfs.W.Sm.		+	+	+	+
Nitzschia palea (Kutz.) W.Sm. var.palea	α	+	+	+	+
Nitzschia sigmoidea (Ehr.) W.Sm. var.sigmoidea	β	+	+	+	+
Nitzschia vermicularis (Kutz.)Grun.	β	+			
Nitzschia Hyngarica Grun.	α	+			
Nitzschia sp.		+	+		+
Hantzschia amphioxys Grun. var.amphioxys	α	+	+		+
Pinnularia viridis (Nitzsch.) Ehr.	β	+	+		
Pinnularia microstauron (Ehr.) Cl. var.microstauron	α				+
Pinnularia sp.		+			
Rhoicosphenia curvata (Kutz.) Grun. var. curvata	β	+	+	+	+
Stauroneis anceps Ehr.var.anceps	β	+	+		+
Stephanodiscus subsalsus				+	
Synedra acus Kutz. var.acus	β	+	+	+	+
Synedra acus var. radians Kutz.		+			
Synedra ulna (Nitzsch.) Ehr. var.ulna	β	+	+	+	+
Synedra ulna var.spathulifera Grun..		+			
Surirella linearis W.Sm.	β		+		
Surirella ovata Kutz. var.ovata	β				+
Surirella robusta Ehr. var.robusta					+
Surirella robusta var. splendida Ehr.	β				+
Filumul Xanthophyta					
Ophiocytium lagerheimii Lemm.				+	+
Ophiocitium capitatum	α			+	
Centritractus belanophorus Lemm.	$\alpha-\beta$			+	
Filumul Pyrrophyta (Dinophyta)					
Ceratium hirundinella (O. F.M.) Bergh.	α	+	+	+	
Glenodinium gymnodinium Penard.		+	+	+	+
Glenodinium quadridens (Stein.) Schiller.				+	
Peridinium cinctum (O.F.M.) Ehr. var. cinctum		+		+	
Filumul Euglenophyta					
Euglena acus Ehr. var. acus	β	+		+	+
Euglena viridis Ehr. var. viridis	$\rho-\alpha$	+		+	
Euglena limnophila var. swirenkoi (Arnoldi) Popova					+
Euglena oxyuris Schmarda var. oxyuris	$\beta-\alpha$			+	+
Euglena polymorpha Dang.	α	+	+	+	+
Euglena hemichromata Skuja	$\beta-\alpha$	+	+		+
Euglena tripteris (Duj.) Klebs. var. tripteris	β				+
Lepocinclis fusiformis (Carter) Lemm var. fusiformis	β	+		+	+

Monomorphina nordstedtii (Lemm.) Popova		+	+	+	
Monomorphina pyrum (Ehr.) Mereschk var.pyrum.	β				+
Phacus caudatus Hubner var.caudatus	β				+
Phacus longicauda (Ehr.) Duj. var. longicauda	$\beta-\alpha$		+		
Phacus pleuronectes (Ehr.) Duj. var. pleuronectes	β	+		+	+
Strombomonas fluviatilis (Lemm.) Defl. var. fluviatilis	β	+	+		+
Trachelomonas armata (Ehr.)Stein var.armata	β				+
Trachelomonas hispida (Perty) Stein. var. hispida	β	+	+	+	+
Trachelomonas hispida var. crenulato-collis (Maskell) Lemm.					+
Trachelomonas intermedia Dang. f.intermedia		+	+	+	+
Trachelomonas oblonga Lemm. var.oblonga	β		+	+	+
Trachelomonas rotunda Swir. var. rotunda			+		
Trachelomonas volvocina Ehr.	β	+	+		+
Trachelomonas verrucosa Stokes var.verrucosa		+	+	+	+
Filumul Chlorophyta					
Ordinul Volvocales					
Carteria pallida Korsch.		+	+	+	+
Carteria globosa Korsch.					+
Chlamydomonas globosa Snow.		+	+	+	+
Eudorina elegans Ehr.	β				+
Pandorina morum (Mull.)Bory	β	+	+	+	+
Ordinul Chlorococcales					
Actinastrum hantzschii Lagerh. var.hantzschii	β	+	+	+	+
Ankyra ancora(G.M.Smith) Fott f. ancora		+	+	+	+
Ankistrodesmus fusiformis				+	
Ankistrodesmus falcatus	$\beta-\alpha$			+	
Ankistrodesmus longissimus				+	
Coelastrum astroideum De-Notaris				+	+
Coelastrum microporum Nageli	β	+	+	+	+
Crucigenia fenestrata Schmidle		+			+
Crucigenia tetrapedia (Kirchn.) W.et G.S.West	$\alpha-\beta$	+	+	+	+
Crucigenia lauterbornei (Schmidle) Korsch.					+
Crucigeniella rectangularis (Nageli)	$\alpha-\beta$			+	+
Chlorella vulgaris Beier.	$\rho-\alpha$	+	+	+	+
Chlorococcum infusionum				+	
Dictyosphaerium pulchellum Wood.	β	+	+	+	+
Franceia tenuispina Korsch.				+	
Golenkinia radiata Chod.		+	+	+	
Lagerheimia ciliata (Laegerh.)Chod.		+		+	+
Lagerheimia genevensis Chod. var. genevensis	β	+	+	+	+

Lagerheimia longiseta (Lemm.) Printz				+	
Lagerheimia wratislaviensis Schroed. var. wratislaviensis	β	+	+	+	+
Micractinium bornhemiense (Conr.)Korsch.		+	+	+	+
Micractinium quadrisetum (Lemm.)G.S.Smith.					+
Monoraphidium griffithii (Berk.)	β	+	+		+
Monoraphidium arcuatum (Korsch.)		+	+	+	+
Monoraphidium komarkovae Nygaard		+	+	+	+
Monoraphidium contortum Thur.		+	+	+	+
Monoraphidium minutum (Nag.)		+	+	+	+
Oocystis borgei Chnow. var. borgei			+	+	+
Oocystis lacustris Chod.	β -o	+	+	+	+
Oocystis parva W.et W.				+	
Pediastrum boryanum (Turp.) Menegh. var.boryanum	β	+		+	+
Pediastrum borianum var. Cornutum				+	
Pediastrum borianum var. longicorne Reinsch.		+		+	+
Pediastrum duplex Meyen. var. duplex	β	+	+		+
Pediastrum duplex var. cornutum Racib.			+		
Pediastrum duplex var. reticulatum Lagerh.		+			
Pediastrum tetras (Ehr.) Ralfs var. tetras	β	+		+	+
Pediastrum simplex Meyen		+	+		+
Siderocelis ornata Fott.	β			+	+
Scenedesmus acutus Meyen			+	+	+
Scenedesmus acutiformis Schroed.			+		+
Scenedesmus acuminatus Lagerh. var. acuminatus	β		+		
Scenedesmus apiculatus W.et G.S.West		+			+
Scenedesmus arcuatus Lemm.	β				+
Scenedesmus brasiliensis Bohlin var.brasiliensis	β	+	+		
Scenedesmus bicaudatus Dedussenko		+	+	+	+
Scenedesmus denticulatus Lagerh. var. denticulatus	β				+
Scenedesmus quadricauda Turp. var. quadricauda	β	+	+	+	+
Scenedesmus quadricauda Turp. var. setosus				+	
Scenedesmus elipticus Corda		+	+		+
Scenedesmus falcatus Chodat.		+	+	+	+
Scenedesmus intermedius Chodat var.intermedius		+	+		+
Scenedesmus intermedius var. intermedius f.intermedius			+	+	+
Scenedesmus intermedius var. balatonicus Hortobagyi		+			+
Scenedesmus magnus				+	
Scenedesmus obliquus Turp var.obliquus	β		+		

Scenedesmus obtusus Meyen		+			+
Scenedesmus opoliensis Richt var. opoliensis	β	+		+	+
Scenedesmus protuberans Fritsch. var. protuberans					+
Scenedesmus spinosus Chodat		+	+	+	+
Schroederia setigera (Schroed.) Lemm.		+	+	+	+
Schroederia spiralis (Printz.) Korsch.					+
Selenastrum gracilis Reinsch.		+			+
Tetraedron caudatum (Corda) Hansg. var. caudatum	β	+	+		+
Tetraedron minimum (A.Br.) Hansg. var. minimum	β	+	+	+	+
Tetraedron minutum					+
Tetraedron incus (Teil.) G.M. Smith. var. incus		+		+	
Tetraedron triangulare Korsch.				+	+
Tetrastrum elegans Playfair.				+	
Tetrastrum heteracantum Nordst.		+	+		+
Tetrastrum triangulare Chod.		+	+	+	+
Tetrastrum triacanthum Korschik.		+		+	+
Treubaria triapendiculata Bern.				+	
Ordinul Ulothrichales					
Ulothrix sp.		+			
Ordinul Desmidiaceae					
Closterium aciculare T. West.		+			
Closterium acerosum (Schränk.) Ehr. var. acerosum	α				+
Closterium gracile Breb. f. gracile		+	+		+
Cosmarium phaseolus Breb.		+	+	+	
Cosmarium meneghinii Breb.			+		
Cosmarium undulatum Corda			+		+
Staurostrum gracile Ralfs var. gracile	α - β	+		+	
Staurostrum tetracerum Ralfs.		+	+	+	
total	211	106	137	120	117
					151

β , α , β - α -specii mezosaprobe; α -oligosaprobe; χ -xenosaprobe și ρ -polisaprobe

MINISTERUL MEDIULUI AL REPUBLICII MOLDOVA

MINISTRY OF ENVIRONMENT OF THE REPUBLIC OF MOLDOVA

Direcția resurse naturale și biodiversitatestr. Cosmonauților, 9, MD-2005 Chișinău • Tel.: (+373 22) 204 522 • www.mediu.gov.md • rotaru@mediu.gov.md

DB. DR. 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

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.mediu.gov.md • rotaru@mediu.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



NO. 2010-135



SILVER PRIZE

**Korea International Women's
Invention Exposition 2010**

Hosted by the Korean Intellectual Property Office (KIPO) and
Organized by the Korea Women Inventors Association (KWIA)
(Seoul, May 6 to 9, 2010)

The **SILVER PRIZE** for Invention
is hereby awarded to

Daria Tumanova

For her Invention of The System of
Phytoplankton Monitoring

Seoul, Korea
May 9, 2010



A handwritten signature in black ink, reading 'Mi-Young Han'.

Mi-Young Han
President

Korea Women Inventors Association



Silver Medal

In Recognition of Innovative Excellence
in the 2nd World Cup of Computer Implemented Inventions

Presented to

Laurentia UNGUREANU, Ion Toderaş, Cristina
Melnicu, Daria Tumanova

For the Display of

The software for monitoring the environmental ecosystems

AT
3CII

Aug. 24-27, 2011
I-SHOU UNIVERSITY
KAOHSIUNG, TAIWAN



Andrés Vedres

PRESIDENT OF IFIA

Shen-Li Fa

PRESIDENT OF I-SHOU UNIVERSITY

Declarația privind asumarea răspunderii

Subsemnata Tumanova Daria, 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.

Tumanova Daria

Semnătura

Data

CURRICULUM VITAE



Numele și prenumele: Tumanova Daria

Locul și data nașterii: or. Chisinau, 10.03.1986

Cetățenia: Republica Moldova

Adresa domiciliu: Chisinau , bv. Moscvei 12/2, ap.113 tel. 022 493294

Adresa serviciu: Institutul de Zoologie, Chisinau MD-2028, str. Academiei 1, bir.326
tel.079354145

E-mail: dariatumanova@gmail.com

Studii: Universitatea de Stat din Moldova, Facultatea de Biologie și Pedologie (2004-2008 – Licență; 2008-2010 –Master); UnAȘM 2010-2013 - Doctorat;

Activitatea științifică: Specialist în domeniul hidrobiologiei și ecologiei ecosistemelor acvatice. Investigarea influenței parametrilor hidrochimici privind algele planctonice; diversitate sezonieră și anuală, funcționarea fitoplanctonului în ecosistemele acvatice a Republicii Moldova. Colectarea probelor de fitoplancton și analiza lor microscopică. Inventarierea compoziției speciilor invazive de fitoplancton și evaluarea rolului lor în procesele ecosistemelor acvatice. Evaluarea calității apei în ecosistemele acvatice pe baza specii de algele indicatori. Realizarea experimentelor privind evaluarea influenței substanțelor nutritive și substanțelor toxice asupra producția primară și distrucții organice.

Profesia și funcția la momentul completării: cercetător științific al Laboratorului Hidrobiologie și Ecotoxicologie al Institut de Zoologie a AȘM.

Participări la realizarea proiectelor:

1. „Invaziile biologice și impactul lor asupra diversității, structurii și funcționării ecosistemelor naturale și antropizate din Republica Moldova.”11.817.08.13 F
2. „Stabilirea structurii, funcționării, toleranței comunităților de hidrobionți și dezvoltarea principiilor științifice ale managementului bioproductivității ecosistemelor acvatice.”15.817.02.27A
3. „Elaborarea principiilor monitoringului hidrobiologic complex al ecosistemelor tehnologice ale întreprinderilor energetice ” "EQUAENERGO" 14.820.18.02.01/UA
4. „Evaluarea impactului populațiilor moluștelor bivalve-invazive asupra comunităților planctonice ale ecosistemelor acvatice din Republica Moldova și Belarusi.” 15.820.18.02.06/B
5. “Project resources pilot centre for cross-border preservation of the aquatic biodiversity of Prut River”. MIC ETC 1150
6. „Cooperare interdisciplinară transfrontalieră pentru prevenirea dezastrelor naturale și reducerea poluării mediului în Euroregiunea Dunărea de Jos”MIS ETC 1676
7. “Phytoplankton development and production as an indicator of water quality of Dubasari Reservoir” World Federation of Scientists, National Scholarship program (2012-2013).

Cunoaștere limbilor: Rusă, română bine, engleza bine

Publicații: 29 lucrări științifice inclusiv 2 capitoli în **Ghidul (recomandările, indicațiile) metodic/metodologic**

1. Ungureanu Laurentia,; Tumanova Daria Sampling of fitoplankton. În Ghid de prelivare a probelor hidrochimice și hidrobiologice=Hydrochemical and hydrobiological sampling guidance. Progr. Operațional Comun România-Ucraina-Republica Moldova 2007-2013; Chișinău 2015; p.12-14

2. Ungureanu Laurentia,; Tumanova Daria; Ungureanu Grigore. În îndrumar metodic: Monitoringul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice. / Acad. de Științe a Moldovei, Inst.de Zoologie, Univ. Acad. de Științe a Moldovei Chișinău 2015; p.41-45
- **Articole în reviste de circulație internațională**
 3. Ungureanu Laurentia, Toderas Ion, Tumanova Daria, Ungureanu Grigore, Melniciuc Cristina. Diversity and phytoplankton functioning in Prut river. *Annals of "Dunarea de Jos" University of Galati. Mathematics, physics, theoretical mechanics. Fascicle II, year V(XXXVI) 2013, no. 2. P. 128-231.*
 4. Ungureanu Laurenția, Tumanova Daria, Melniciuc Cristina, Ungureanu Grigore. Diversity and qualitative structure of green algae in the main aquatic ecosystems of the Republic of Moldova. *Muzeul Olteniei Craiova. Oltenia. Studii și comunicări. Științele Naturii. Tom. 29, No. 2/2013 ISSN 1454-6914. P. 64-71.*
- **Articole în reviste recenzate de circulație națională**
 5. Ungureanu L., Tumanova D. Calitatea apei ecosistemelor acvatice principale ale bazinului fluviului Nistru. În: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. Chișinău 2010, N 3 (312), p. 101 - 110. ISSN 1857-064X.
 6. Ungureanu Laurenția, Tumanova Daria, Ungureanu G. Statutul trofic și starea saprobiologică a lacurilor de acumulare Dubăsari și Cuciurgan conform parametrilor cantitativi ai fitoplanctonului. În: Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. Chișinău 2011, N 3 (315), p. 93-99. ISSN 1857-064X.
 7. Ungureanu L., Tumanova D. Diversitatea și structura fitoplanctonului –indicatori ai statutului trofic și calității apei râului Prut. Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Seria "Științele vieții". 2014, 3(324), p.165-170. ISSN 1857-064X.
 8. Tumanova D. Algele planctonice-indicatori ai calității apei fluviului Nistru. Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Seria "Științele vieții". 2016 p.95-102 ISSN 1857-064X.
- **Articole în culegeri internaționale**
 9. Туманова Д.С., Унгуряну Л.Н. Структура и функционирование фитопланктона нижнего участка реки Днестр. Сборник научных статей. Академику Л.С. Бергу – 135 лет. Еко-TIRAS. 2011, 172-175. ISBN 978-9975-66-219-2.
 10. Tumanova D., Ungureanu L., Melniciuc C. Fitoplancton of fish ponds. Aquaculture in Central and Eastern Europe: present and future". The II Assembly NACEE (Network of Aquaculture Centres in Central and Eastern Europe) and the Workshop on the Role of Aquaculture in Rural Development. 2011, 253 – 255.
 11. Ungureanu L., Tumanova D., Melniciuc C. *Dinophyta* algae in composition of phytoplankton of water ecosystems of Republic of Moldova. Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity. Internațional Conference of Zoologists. 2011, 192-193. ISBN 978-9975-4248-2-0.
 12. Daria Tumanova. // Phytoplankton development and production as an indicator of water quality of Dubasari Reservoir.// Intern. Conf. 20-21 sept. 2013 Chisinau: Eco-Tiras, 2013. p. 424-428
 13. Ungureanu Laurentia, Toderas Ion, Tumanova Daria, Ungureanu Grigore, Gheorghita Cristina. Structure and functioning of phytoplankton in the Dniester river. *Геологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья: Материалы Международной научно-практической конференции, 14 нояб, 2014 Тирасполь pp. 273-276 ISBN 978-9975-3010-1-5.*
 14. Ungureanu Laurentia, Toderas Ion, Tumanova Daria, Ungureanu Grigore, Diversity and functioning of phytoplankton in the Dubasari water accumulation reservoir. In: V

- International Conference „Actual problems in modern phycology”, 3-5 nov., 2014 Chisinau, Moldova. pp.118-126 ISBN 978-9975-71-577-5.*
15. Ungureanu Laurentia; Tumanova Daria; Ungureanu Grigore. Production-destruction processes in the Prut River. In book of abstracts „Ecology and protection of ecosystems the 11th edition” 5th -7th of November, 2015 Bacau, Romania p.27
 16. Ungureanu Laurentia; Tumanova Daria; Ungureanu Grigore; Ene, A. Current state of phytoplankton in the Prut River lower sector. International conference”Environmental challenges in Lower Danube Euroregion” June 25-26, 2015 Galați, Romania p. 26-27.
 17. Ungureanu Laurentia; Tumanova Daria; Ene, A. Phytoplankton state of Prut Lakes. International conference”Environmental challenges in Lower Danube Euroregion” June 25-26, 2015 Galați, Romania p.27-28
- **Teze ale comunicărilor științifice**
 18. Туманова Д.С., Унгуряну Л.Н. Разнообразие и функционирование фитопланктона реки Днестр в пределах Республики Молдова. În: Materialele conferinței științifice „Dezvoltarea cercetării științifice, promovarea și cultivarea creativității și a inovării în procesul instruirii academice”. CEP USM. Chișinău, 2010, p. 43-44.
 19. Ungureanu L., Tumanova D., Melniciuc C. Diversitatea și structura cantitativă a algelor xantofite (*Xanthophyta*) în ecosistemele acvatice ale Republicii Moldova. În: Materialele Conferinței științifice Internaționale „Biotehnologia microbiologică-domeniu științific intensiv al științei contemporane”. Chișinău, 2011, p. 114-115.
 20. Унгуряну Л.Н., Шаларь В.М., Туманова Д.С, Унгуряну Г.Т. Эвгленовые водоросли реки Днестр в пределах Республики Молдова. *Тезисы докладов Международной конференции «Актуальные вопросы современной альгологии» 23-25 мая 2012. Киев. С. 308. ISSN 0868-8540.*
 21. Ungureanu L., Toderaș I., Tumanova D., Ungureanu G. Diversitatea și funcționarea fitoplanctonului lacului de acumulare Dubăsari. *Materialele Simpozionului al 3-lea “Lacurile de acumulare din România. Tipologie, valorificare, protecție” Potoci 2012. Edit.Univ. „Al.I.Cuza” Iași. 2012. P.7-8.*
 22. Toderaș I., Miron I.; Zubcov E.; Ungureanu L.; Miron M.; Bagrin N.; Ungureanu G.; Borodin N.; Tumanova D.; Erhan M.; Aoncioaie C. Starea ecologică a lacului de acumulare Bicaz în perioada estivală cu maxim termic. *Materialele Simpozionului al 3-lea “Lacurile de acumulare din România. Tipologie, valorificare, protecție” Potoci 2012. Edit.Univ. „Al.I.Cuza” Iași. 2012. P.9-10.*
 23. Ungureanu Laurenția, Tumanova Daria, Ungureanu Grigore, Melniciuc Cristina Diversity and phytoplankton functioning in the Cuciurgan reservoir. *Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity. Internațional Conference of Zoologists. 2013, p. 235. ISBN 978-9975-66-361-8.*
 24. Ungureanu Laurenția, Toderaș Ion, Ungureanu Grigore, Tumanova Daria, Melniciuc Cristina. Productivity and successions of phytoplankton in the Prut river *Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity. Internațional Conference of Zoologists. 2013, p. 236. ISBN 978-9975-66-361-8.*
 25. Toderaș Ion, Zubcov Elena, Ungureanu Laurentia, Biletschi Lucia, Subernetkii Igor, Negru Maria, Zubcov Natalia, Borodin Natalia, Tumanova Daria. Influence of abiotic and biotic factors upon communities of aquatic organisms. *Actual problems of protection and sustainable use of the Animal World diversity. Internațional Conference of Zoologists. 2013, p. 234. ISBN 978-9975-66-361-8.*
 26. Tumanova D., Ungureanu L. Specii invazive de alge în componența fitoplanctonului ecosistemelor lotice din Republica Moldova. In: *Sustainable use and protection of*

- animal world diversity*: International Symposium dedicated to 75 th anniversary of Professor Andrei Munteanu. 2014; Chişinău pp. 243-245 ISBN 978-9975-62-379-7.
27. Negru M., Şubertekî I., Tumanova D. The role of aquatic organisms in phosphorus circuit of the Prut river. *2nd International Conference on Microbial Biotechnology*, October 9-10, 2014 Chisinau, Moldova. pp. 158-159 ISBN 978-9975-4432-8-9.
 28. Ungureanu L., Toderas I., Tumanova D., Ungureanu G., Gheorghiţa C., Miron A. Diversity and productivity of phytoplankton in the Dniester river. *2nd International Conference on Microbial Biotechnology*, October 9-10, 2014 Chisinau, Moldova. pp. 189-190 ISBN 978-9975-4432-8-9
 29. Ungureanu L., Toderas I., Munjiu O., Tumanova D., Ungureanu G. Macroinvertebrate and algae alien species identified in aquatic ecosystems from the Republic of Moldova. In: Book of abstracts International Zoological Congress of „Grigore Antipa” Museum, 19-22 November 2014 Bucharest, Romania. p.184
 30. Razlutskiî V., Ungureanu L., Zubcov E., Sysova E., Munjiu O., Lebedenko L., Tumanova D., Raylian N., Alehnovich A. Wether invasive bivalves can control phytoplankton development under elevated temperatures. In: 9-th International Conference of Zoologists” Sustainable use, protection of animal world and forest management in the context of climate change”. 12-13 October, Chisinau, 2016 p.221
 31. Tumanova D. Phytoplankton species-indicators of water quality in Dubasari reservoir. In: 9-th International Conference of Zoologists” Sustainable use, protection of animal world and forest management in the context of climate change”. 12-13 October, Chisinau, 2016 p. 231-232
 32. Ungureanu L., Tumanova D., Ungureanu G. Structure and functioning of phytoplankton in Nistru River. In: 9-th International Conference of Zoologists” Sustainable use, protection of animal world and forest management in the context of climate change”. 12-13 October, Chisinau, 2016 p. 233-234