

рії, яка знаходиться поза межами впливу розробок дна – 2,040-12,600 г/м³. Слід зазначити, що на ділянках скидання ґрунту біомаса фітопланктону в окремі періоди навіть вища, ніж на прилеглих ділянках (табл.3), зокрема в центральному районі навесні та влітку.

Негативний вплив розробок донних відкладень особливо суттєво проявляється на функціональних характеристиках фітопланктону, на валовій первинній продукції і деструкції. Середній показник первинної продукції в каналі дещо вищий, ніж на ділянках скидання ґрунту та прилеглий акваторії східного району лиману, а у центральному районі цей показник у каналі значно нижчий в порівнянні з ділянками скидання ґрунту і прилеглими до району розробок дна акваторіями. Головною ж особливістю продукційно-деструкційних процесів у місцях розробки донних відкладень є перевага деструкції над процесами новоутворення органічної речовини, а значить самоочищення водойми. На інших досліджених ділянках водойми переважають процеси накопичення органічної речовини.

Поглиблення дна та скидання ґрунту позначається перш за все на видовому різноманітті зоопланктону. Кількість видів на місцях розробки ґрунту в різні сезони року на 47-71% менша, ніж на прилеглих до цих місць ділянках лиману. Досить суттєво зменшується кількість видів зоопланктону і на ділянках скидання ґрунту (на 41-58% в порівнянні з прилеглими до цих ділянок акваторіями).

Відносно кількісного розвитку зоопланктону слід зазначити, що на ділянках проведення днопоглиблювальних робіт середня його біомаса (0,48 г/м³) в 2 рази нижча, ніж на ділянках скидання ґрунту (від 0,91 до 1,06 г/м³) та в 4 рази нижча в порівнянні з прилеглими до району розробок дна ділянками (1,92-2,04 г/м³). Крім того, відбуваються суттєві зміни у розвитку окремих груп організмів, зокрема, як і при добуванні піску, на ділянках скидання ґрунту, знижується кількість фільтраторів. Так, на ділянці скидання ґрунту у центральному районі лиману доля гіллястовусих рачків влітку і восени 2001 р. складала 18-27 % проти 50-66 % на прилеглих до цих ділянок акваторіях.

Одним з важливіших наслідків негативного впливу добування піску та днопоглиблювальних робіт на товщу води є руйнування природних альгоценозів і планктонного співтовариства в цілому через погіршення кисневого режиму і якості води по ряду показників. Про це свідчить зростання у фітопланктоні частки β-мезосапробів (*Euglena granulata*) та α-мезосапробів (*Nitzschia ocicularis*), за кількістю яких вода оцінюється класами “помірно забруднена” та “забруднена”. За рівнем розвитку гетеротрофних бактерій та організмів-індикаторів в зоопланктоні, якість води погіршується до класів “забруднена” і “брудна”.

Таким чином, добування піску та днопоглиблювальні роботи приводять до суттєвих змін в абіотичних умовах та планктоні Дніпровсько-Бузького лиману в районах проведення цих робіт.

Унаслідок скаламучування води кількість завислих речовин зростає на 1–2 порядки, що впливає на розподіл планктону по акваторії і глибині водойми, на його функціональні характеристики.

Основними негативними наслідками відбору та скидання донних відкладень є – зниження видового різноманіття фіто- і зоопланктону; зниження чисельності і біомаси планктону на ділянках вилучення донних відкладень; погіршення кормової цінності планктону у зв'язку зі зниженням у фітопланктоні частки зелених водоростей, а в зоопланктоні – гіллястовусих рачків; зниження якості води від класу “задовільної чистоти” до “забрудненої” і “брудної”.

**Таблиця 3 – Середні показники розвитку планктону
Дніпровсько-Бузького лиману в районах розробки дна
та скидання ґрунту (1999–2002 роки)**

Показники	Сезони року	Кількість видів	Місця розробки дна	Кількість видів	Ділянки скидання ґрунту		Кількість видів	Прилеглі до районів меліоративних робіт акваторії	
					Східний район лиману	Центральний район лиману		Східний район лиману	Центральний район лиману
Фітопланктон, г/м ³	Весна	18	1,100	18	2,650	5,130	28	2,740	3,520
	Літо	24	1,330	20	2,410	12,680	27	3,110	12,660
	Осінь	13	0,620	12	2,120	3,470	14	2,040	5,00
Валова перв.продукція (А), гО ₂ ·м ³ добу ⁻¹	Літо	-	4,87	-	3,96	7,52	-	3,58	7,77
Деструкція (R), гО ₂ ·м ³ добу ⁻¹	Літо	-	6.32	-	3,44	6,72	-	2.87	5,56
Чиста продукція А-R гО ₂ ·м ³ добу ⁻¹	Літо	-	-1,45	-	0,52	0,80	-	0,71	2,21
Зоопланктон, г/м ³	Весна	8	0,240	10	0,290	0,420	21	0,260	0,460
	Літо	9	0,630	13	2,640	1,870	31	5,56	4,46
	Осінь	9	0,580	10	0,260	0,450	17	0,306	0,860

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Вещев П.В. Влияние дноуглубительных работ на содержание взвешенных веществ и донную фауну Волги // Гидробиол.журн.–1982. – 18, №4. – С. 17-22.
2. Волошко Л.Н., Анисимова Т.Г. Влияние дноуглубительных работ на фитопланктон северо-западной части Черного моря // Гидробиол. журн. – 1989.– 25, №5. – С. 14-18.
3. Замбриборщ Ф.С., Чернявский А.В., Соловьева О.В. и др. Влияние разработок песка и ракуши в море на донные биоценозы // Тезисы докладов IV съезда Всесоюзного гидробиол. об-ва. Киев, 1-4 декабря 1981 г. – Киев: Наук.думка, 1981. – Ч.3. – С.24-25.
4. Некрасов М.Я., Романов О.Л. Ущерб, наносимый рыбному хозяйству Азовского моря разработками ракуши и песка // Там же – Ч. I. – С. 86–87.
5. Шевченко В.Ф., Борик С.А., Сновидова Л.И.. Некоторые особенности кислородного режима на речном участке с русловыми карьерами.

- Состояние и перспективы развития метеорологических основ химического и биологического мониторинга поверхностных вод суши // Тезисы докладов XXIX Всесоюзн. гидрохим. Совещ. Ростов-на-Дону, 28-30 сентября 1987 г. – Ч.1 – 326 с.
6. Мороз Т.Г., Гильман В.Л. Влияние разработок залежей песка в Бугском лимане на абиотические условия и донную фауну // Гидробиол. журн. – 1989. – №5 – С. 18-22.
 7. Правоторов Б.И., Алексенко Т.Л., Полищук В.С.. Влияние гидротехнических работ на состояние экосистемы Днепровско-Бугского лимана // Рибне господарство України. – 2002.– 3, №4 – С. 19-21.
 8. Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. – Минск: АН БССР, 1960. – 329 с.
 9. Киселев И.А. Методы исследования фитопланктона // Жизнь пресных вод СССР. Т.4, Ч. I. – М.: АН СССР, 1956. – С. 183–265.
 10. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона // Тр. проблем. и темат. совещ. 2. Проблема гидробиологии внутренних вод. – М.–Л.: АН СССР, 1954. – С. 223–241.
 11. Одум Ю. Основы экологии – М: Мир, 1975. – С. 186–187.
 12. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. – Л.: Наука, 1974. – С. 132-135.
 13. Усачев П.И. Количественная методика сбора и обработки фитопланктона // Тр. ВГБО – 1961. – Т. 11.- С. 410-416.

УДК: 597.2/5: (282.247.32): (282.05): 504.454

**СУЧАСНИЙ СКЛАД ІХТІОФАУНИ
ДНІПРОВСЬКО-БУЗЬКОЇ ГИРЛОВОЇ ОБЛАСТІ
В УМОВАХ ЗАРЕГУЛЬОВАНОВОГО СТОКУ Р.ДНІПРО**

**Б.І.ПРАВОТОРОВ – к. с.-г. н., с. н. с.,
Херсонська гідробіологічна станція НАН України**

Пониззя річок являють великий науковий і практичний інтерес. Тут відбувається поступова зміна річкового режиму на морський, що сприяє виникненню згінно-нагінних явищ і утворенню своєрідних гідрохімічного та гідрологічного режимів. У гирлових областях чиниться докорінна трансформація річкового потоку і створення другорядних численних рукавів, протоків і ериків. Падіння швидкостей течії сприяє акумуляції в гирловій області твердого стоку річки й утворенню численних островів, надводних і підводних кіс та барів. В підсумку змішення в контактній зоні прісної та морської води тут виникають особливого роду проміжні солоноводні водойми із специфічним сольовим режимом (Північний Каспій, Таганрозька затока, Дніпровсько-Бузький лиман), розміри та режими яких визначаються, в основному, величиною стоку річки. Для низових ділянок річок вони відіграють своєрідну роль буферних водойм. Пониззя річок відрізняються більш високою рибопродуктивністю [3].

Фауна риб низових ділянок річок, за своїм видовим складом, так і за чисельністю популяції суттєво відрізняються від складу та чисельності риб інших ділянок річки. Добре розвинута система заплавних водойм і заплави, що заливається, а також особливе становище пониззя на стику морських і прісних вод створюють найбільш сприятливі умови для природного відтворення великих популяцій жилих і напівпрохідних риб. Так, у Нижньому Дніпрі до зарегулювання річки системою гідроелектростанцій річний вилов риби складав приблизно 80% загального вилову у басейні Дніпра [4]. Крім цього, для низових ділянок властива група напівпрохідних риб, які заходять в річку тільки на нерест.

У зв'язку із зарегулюванням Дніпра каскадом водосховищ і вилученням частини стоку на потреби народного господарства змінився водний режим пониззя Дніпра і Дніпровсько-Бузького лиману. Скорочення і зарегулювання стоку привело до змін гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режимів негативно відобразилось на умовах існування гідробіонтів, у тому числі риб, спричинило структурний перерозподіл промислових уловів. Якщо в період до зарегулювання р.Дніпро греблю Каховської ГЕС (1955р.) частина напівпрохідних і місцевих житлових риб прісноводного комплексу в загальному вилові риби у пониззі річки перевищувала 80%, то у наш час найбільшу питому вагу в уловах має малоцінна, в харчовому відношенні, тюлька [6].

Різні види риб неоднаково реагували на зміни умов мешкання. Частина видів, життєвий цикл яких було надто сильно порушено, більш за все на етапі розмноження, не змогли пристосуватися до нових умов і повністю випали із складу іхтіофауни. Інші пристосувалися до змін умов життя, але їх кількість скоротилась. Є група риб, для яких зміни, що сталися, виявились сприятливими і через це дані види збільшили чисельність. І, нарешті, у складі іхтіофауни з'явилися нові види, для яких колишні умови існування не були сприятливими, а зміни, що відбулись, дали змогу зайняти нові екологічні ніші.

Одним із основних факторів, які формують гідрологічний режим Дніпровсько-Бузької гирлової області, є стік річок. Стік Дніпра складає понад 94% загального припливу річкових вод і від його розміру в багатьох випадках залежать гідрофізичні процеси як на приморській ділянці річки, так і в Дніпровсько-Бузькому лимані. Багаторічні коливання стоку Дніпра виявляють деяку циклічність: цикли багатководних років чергуються з циклами середніх по водності та маловодних років [8,9].

У підсумку негативних змін, обумовлених гідробудівництвом на Дніпрі та Південному Бузі, зростанням безповоротного водоспоживання на потреби промисловості і сільського господарства, відбулося погіршення умов природного відтворення риб, скоротилися їх нерестові та нагульні площі, сталися зміни у якісному і кількісному складі іхтіофауни. Внаслідок зарегулювання, перерозподілу і змен-

шення прісноводного стоку, а також засолення Дніпровсько-Бузького лиману знизилась чисельність, а також вилов цінних прохідних, напівпрохідних та місцевих жилих видів риби.

Процеси, які негативно впливають на екологічний стан Дніпровсько-Бузької гирлової області, продовжуються, внаслідок чого відбуваються постійні зміни у складі рибного населення цього регіону. Тому спостереження і виявлення змін, що відбуваються в структурному співвідношенні екологічних груп риби, їх якісному та кількісному складі, уловах, мають великий науковий та практичний інтерес.

Методика досліджень. Матеріал для даної роботи збирався протягом останніх 20 років (1983-2002рр.) з виловів промислових знарядь лову (ставні сітки, ятері, закінні неводи і волокуші), а також з малькових знарядь лову (малькова волокуша, $l=60$ м, $a=12-10-6,5$ мм, мальковий трал $l=30$ м, $a=14-10-6,5$ мм) при проведенні промислових та контрольних виловів у заплавах водойм пониззя Дніпра, його основному руслі, другорядних рукавах, на акваторії Дніпровсько-Бузького лиману, а також на Південному Бузі.

Результати досліджень. У Дніпрі до зарегулювання його стоку мешкало 74 види риби, з яких 2 види за припущенням [2]. Пізніше, за даними А.І.Амброза [1], у Дніпрі та Дніпровсько-Бузькому лимані зустрічалися 83 види риби. П.І.Павлов [7] нараховував у пониззі Дніпра і в лимані 70 видів риби. Взагалі треба відзначити, що кількість видів риби, які постійно чи тимчасово мешкають у пониззі Дніпра та Дніпровсько-Бузькому лимані відносно велика, що пов'язано з різноманітністю умов мешкання та геологічним минулим району [2].

У пониззі Дніпра та лимані мешкає увесь комплекс прісноводних риби, властивих пониззям річок Чорноморсько-Азовського басейну. З Чорного моря в лиман і Дніпро заходять для розмноження осетрові, оселедцеві, а при надходженні морської води в лиман періодично з'являються морські види – чорноморська хамса, чорноморський шпрот, чорноморський сарган, морська собачка, кефалі родини Mugilidae та інші, які доходили часом до гирла р.Дніпро і П.Буга. Велика заплава система з численними постійними додатковими водоймами створювали сприятливі умови для мешкання озерно-річкових риби. З району колишніх дніпровських порогів, що перебувають у 330 км від гирла, у пониззя спускалися такі реофільні види, як усач *Barbus barbus borysthenicus* Dybowski, подуст *Chondrostoma nasus n.borysthenicum* Berg, ялець, головень.

У солоноватому Дніпровсько-Бузькому лимані нагулювалися напівпрохідні риби – судак, лящ, рибець, тараня.

Стала динамічна рівновага при природному режимі проміж стиком Дніпра і морем обумовлювала у визначених межах стабільність факторів середовища і деяку постійність іхтіофауни. Ця рівновага порушилась у зв'язку із зарегулюванням Дніпра каскадом водосховищ і вилученням частини річкового стоку. Оскільки в підсумку цього

абіотичні фактори середовища змінювалися послідовно і у визначеному напрямку, викликані зміни в складі іхтіофауни також йшли у визначеному напрямку.

У 60-ті роки за даними С.Г.Залумі [5] постійно мешкали в цьому районі чи періодично заходили в нього з моря 72 види риб.

Усі види риб пониззя Дніпра і Дніпровсько-Бузького лиману, що мешкають і збереглися, а також нові види у складі іхтіофауни, за реакцією на зміни умов мешкання були поділені на 8 груп: реофільні та холоднолюбиві види; реофільні, у яких основні місця розмноження були розташовані вище Каховської греблі, але вони використовували для нагулу також пониззя Дніпра і Дніпровсько-Бузький лиман; прохідні та напівпрохідні види, які розмножувалися у річці; прісноводні риби, які і до зарегулювання були малочисельні, напівпрохідні риби, у яких в умовах природного відтворення не виникло різких змін; риби озерно-річкового житлового комплексу, види, умови життя та розмноження яких покращились або не змінилися, а чисельність збільшилась чи залишилась на попередньому рівні; морські види, які періодично заходять в Дніпровсько-Бузький лиман з моря.

За нашим спостереженням даних обліку молоді та аналізу промислових уловів за період 1983-2002 рр., в пониззі Дніпра і Дніпровсько-Бузькому лимані було виявлено 75 видів риб, що відносяться до 23 родин, з яких у водоймах Нижнього Дніпра – 54, пониззі Південного Бугу – 55, Дніпровсько-Бузькому лимані – 67.

Кількість видів непостійна і може змінюватися за рахунок морських риб, що заходять в періоди осолонення лиману. Із збільшенням останнього кількість видів морських пришельців буде збільшуватися, а кількість їх особин зростатиме.

У порівнянні з даними С.Г.Залумі [5], нами було виявлено п'ять нових видів риб (азовсько-чорноморська шемая, два види бичків Книповича, сарган, барабулька), з яких два останніх види – морські. Шість видів риб, що належать до чотирьох родин (шип, білозірка, золотий карась, берш, йорж-носар, барабулька) в уловах не зустрічались. Іхтіофауна цього району збагатилася новими видами риб амурського комплексу, риб-вселенців, частина яких акліматизувалась і різко збільшила свою чисельність (амурський чебачок, білий амур, білий та строкатий товстолобики та їх гібриди, карась сріблястий). Види риб, які зустрічаються у Дніпровсько-Бузькій гирловій області у наш час, можна умовно поділити на 6 груп: морські види, прохідні види, солонуватоводні види, напівпрохідні види, риби прісноводного комплексу і види, які сюди вселені.

Дані за видовим складом іхтіофауни в період до зарегулювання взяті з роботи О.І.Амброза [1956]; за період 1962-1968 рр. були отримані С.Г.Залумі (1970); склад іхтіофауни на сучасному етапі був описаний на підставі власних досліджень.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Амброз А. И. Рыбы Днепра, Южного Буга и Днепроовско-Бугского лимана. – К.: Изд-во АН УССР, 1956. – 405 с.
2. Берг Л. С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1948.2./ – 448 с.
3. Бугай К.С. Размножение рыб в низовье Днепра. – К.: Наук. думка, 1977. – 216 с.
4. Жукинський В.Н, Журавлева Л.А., Иванов А.И. и др. Днепроовско-Бугская эстуарная экосистема. – К.: Наук. думка, 1989. – 240 с.
5. Залуми С.Г. Современный состав и некоторые закономерности формирования ихтиофауны низовья Днепра в условиях зарегулирования и сокращения речного стока// Вопр. ихтиологии. – 1970. – 10,5. – С. 779 – 789.
6. Залуми С.Г., Правоторов Б.И. Методические рекомендации по рациональному ведению рыбного хозяйства в низовье Днепра и Днепроовско-Бугском лимане. – Херсон, 1980. – 17 с.
7. Павлов П.И. Современное состояние запасов промысловых рыб нижнего Днепра и Днепроовско-Бугского лиана и их охрана. – Рукопись деп. ВИНТИ, № 27-64 деп. – К., 1964. – 298 с.
8. Полищук В.С. Проблемы экологии Днепроовско-Бугской устьевой области// Проблемы рационального использования и охраны разных ресурсов бассейна нижнего Днепра: материалы региональной научно-практической конференции, ч.1. – Днепропетровск, 1990. – С. 6
9. Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов северо-западного Причерноморья. – К.: Наук. думка, 1990. – 240 с.

УДК 504.064.262.5

ОРГАНІЧНА РЕЧОВИНА І НАФТОПРОДУКТИ В ДОННИХ ВІДКЛАДЕННЯХ ДНІПРОВСЬКО-БУЗЬКОЇ ПРИГИРЛОВОЇ ЗОНИ

П.Т.САВІН – к.г.н., с.н.с.,

С.А.ДОЦЕНКО – н.с.,

Н.Ф.ПІДПЛЬОТНА – м.н.с., Одеський філіал Інституту
біології південних морів НАН України

Мета даної роботи складалась у виявленні особливостей просторового розподілу органічної речовини (ОР) та нафтопродуктів (НП) у поверхневому шарі донних відкладень евтрофного регіону, доступного активному впливу річкового стоку.

Методика досліджень. В основу роботи покладені матеріали комплексних досліджень, проведених ОФ ІнБПМ у період 1988-1999 рр. в прибережній зоні моря в районі м. Одеса. Роботи проводилися по сітці станцій (рис.1), що враховує як геологічний ландшафт дна, так і вплив джерел забруднення і евтрофування. Визначалися гідрологічні, гідрохімічні характеристики, а також рівень забруднення морської води і донних осадів. У донних опадах визначалися окислювально-відновний потенціал (Eh), кількість НП і ОР. Органічна речовина визначалася за кількістю загального органічного вуглецю (C_{орг.}). Усі ви-

значення проводилися за стандартних методик [1-4]. Компонентний склад НП визначався з використанням комплексу методів, що включає ультрафіолетову та інфрачервону спектроскопію, а також тонкошарову хроматографію [5-7].

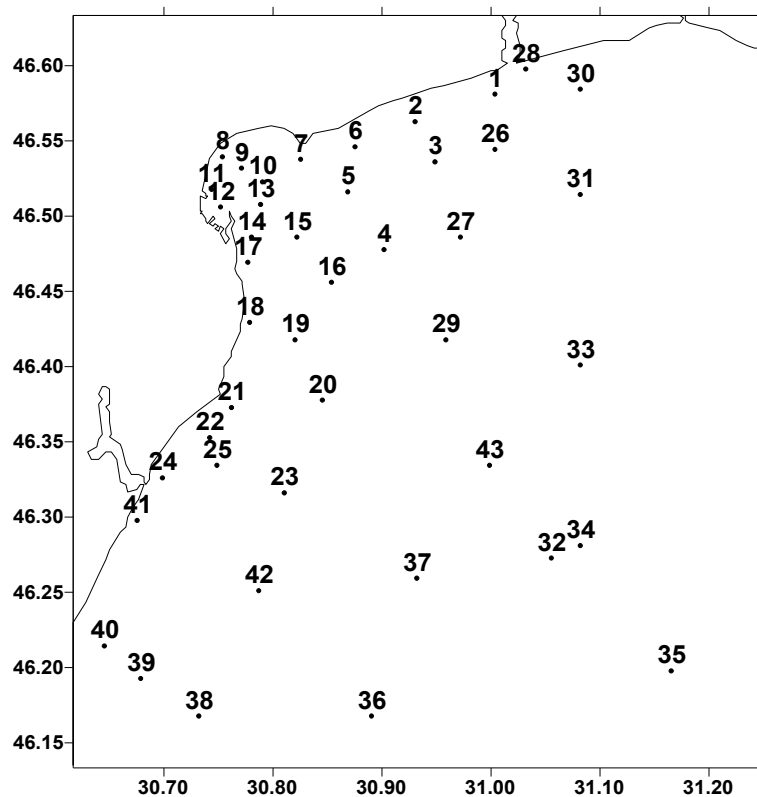


Рисунок 1. Схема станцій відбору проб донних опадів в Одеському регіоні

Результати досліджень. Одеський регіон північно-західної частини Чорного моря розташований поблизу Дніпровсько-Бузького лиману. Одним з основних факторів, що формують його термохалінну структуру, є розпрісненні води, що надходять в акваторію з лиману. За характером внутрішнього річного ходу солоності цей регіон може бути віднесений до пригирлової області. Морфометричні особистості дна Одеського регіону показують, в свою чергу, на його пригирловий характер. У ландшафті дна регіону основну частину займає палеодолина Дніпра та Одеська банка. Палеодолина Дніпра, тобто продовження русла Дніпра на дні моря, спочатку має широтний напрямок, протягаючись вузьким (п'ятикілометровим) жолобом від Дніпровсько-Бузького лиману на захід і відокремлюючи Одеську банку (з глибинами 8-12 м) від прибережного схилу. У західного краю банки Дніпровський жолоб приймає меридіональний напрямок і, розширюючись, створює в центральній частині регіону Одеську котловину з глибинами до 25 м.

Найбільш активне надходження розпріснених вод відбувається у весняний період. У цей час "язик" розпріснених вод від Дніпровсько-

Бузького лиману найчастіше простирається в поверхневому шарі уздовж північного берега, досягає берегів Одеси і просувається далі в південному напрямку. При цьому розпріснені води характеризуються значної кількістю зваженої речовини, що підтверджується низькими значеннями прозорості в цей період (1,5-2,5 м). У літній період вплив розпріснених вод зменшується, а восени знову підсилюється.

Одеський регіон північно-західної частини Чорного моря відрізняється високої трофністю. Фонова кількість НП в водах знаходиться на рівні гранично допустимої концентрації (ГДК) [8]. Донні відкладення є природним накопичувачем ОР і забруднюючих речовин. При цьому близько 70% НП надходить в донні відкладення із зваженою речовиною. Але ГДК для нафтопродуктів в донних опадах відсутні.

Негативний вплив забруднення донних опадів НП на бентосні співтовариства докладно описані в роботах О.Г.Миронова [9 – 11]. Підвищена кількість ОР в донних опадах, також погіршує середовище мешкання донних гідробіонтів. Для евтрофних районів нагромадження $C_{орг.}$ вище 3,5% призводить до структурної перебудови бентосних угруповань [12]. Забруднення збагачених ОР донних опадів НП впливає на екологію регіону в цілому [13-14].

За результатами експедиційних досліджень були отримані поля просторового розподілу НП і $C_{орг.}$ (рис. 2), зіставлення яких з літологічною картою донних відкладень досліджуваного регіону дозволило виявити характерні особистості розподілу ОР і НП в залежності від гранулометричного складу відкладень.

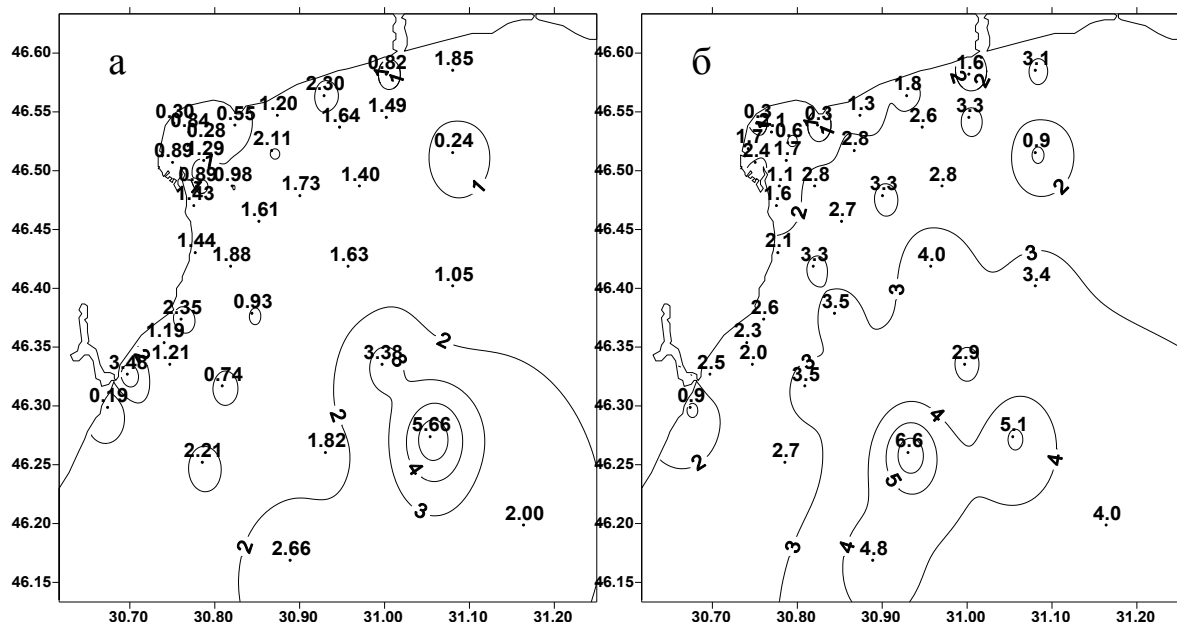


Рисунок 2. Середній багаторічний просторовий розподіл НП, мг/м сух. гр. (а) і $C_{орг}$, % (б) в донних опадах Одеського регіону

Різноманітність сучасних донних осадів формується під впливом річкового стоку і залежить від рельєфу дна. Теригенна частина оса-

дів представлена майже винятково алевропелітовими фракціями. Велику роль грають також черепашники, включаючи черепашкові піски і мулисті черепашники. На схилах депресій поширені черепашкові, мілкоалевритові чи глинисті мулі. Одеська котловина та інші депресії рельєфу дна є седиментаційними пастками. Цьому сприяє і характер загальної циркуляції вод Одеського регіону.

Дані натурних вимірів течій в акваторії регіону, а також результати, отримані за допомогою модельних розрахунків течій в Одеському філіалі Інституту біології південних морів НАН України, показали, що структура загальної циркуляції вод Одеського регіону характеризується системою замкнутих кругообігів. Це багато в чому визначається перевагою баротропної складової вітрових течій. В залежності від напрямку вітрів і характеру полів густини в різні сезони ці кругообіги мають різний знак завихореності. Розташовуються вони над двома основними областями донного рельєфу, тобто над Одеською котловиною та Одеською банкою. При цьому в жолобі, що відокремлює Одеську банку від північного берега, найбільшу повторюваність поблизу дна мають східні течії. Таким чином, характер загальної циркуляції вод, безсумнівно, сприяє нагромадженню в донних опадах Одеської котловини і в жолобі органічної і теригенно зваженої речовини, що надходить в акваторію з водами із Дніпровсько-Бузького лиману.

Багаторічні спостереження за окислювально-відновним потенціалом поверхневого шару донних відкладень в Одеській котловині, що відображає геохімічні властивості усього осаду, показали наявність тут відновленого середовища (E_h змінюється в діапазоні від -40 до -270 мВ), що сприяє консервації органічної речовини і є основною причиною нагромадження фрагментів неповного окислювання НП та ОР.

Там, де донні осади представлені мулистими черепашниками (зокрема, на схилах Дніпровського жолоба), величини $C_{орг.}$ змінюються від 2,0 до 2,8%. З ростом глибини черепашники переходять в черепашкові мули, у яких величини кількості $C_{орг.}$ досягають 3,2-4,0%. Максимальні величини $C_{орг.}$ (5,1-6,6%) і НП (3,5-5,7 мг/м сух. гр.) виявлені в чорних дрібноалевритових мулах найбільш глибоководної зони Одеської котловини. Слід зазначити, що кількість НП в донних осадах на схилах депресій поблизу берегів Одеси виявилось помітно вище (1,6-2,0 мг/м сух. гр.), чим на схилах у видаленні від берегів (0,8-1,7 мг/м сух. гр.), що вказує на помітний вплив техногенного фактора на формування сучасного рівня забруднення донних осадів. Про це свідчить і якісний склад НП гексанових екстрактів проб з донних осадів. У складі екстрактів проб, відібраних поблизу берегів, частка кількості метано-нафтенових вуглеводнів вище, а кількість гетероатомних структур мінімальна. У пробах донних осадів, відібраних у видаленні від берегів, метано-нафтенова фракція гек-

санових екстрактів представлена трансформованими вуглеводнями з високої кількості гетероатомних структур, що включають кисень і азот. В ароматичній фракції переважають незаміщені поліароматичні вуглеводні.

Розподіл ОР і НП в поверхневому шарі донних відкладень в прибережній смузі плямисте і мозаїчно, що обумовлено типом осаdів і розташуванням локальних берегових джерел забруднення вод. Величини кількості НП в осадах біля берегів змінюються від 0,3 до 4 мг/м сух. гр., а $C_{орг.}$ – від 0,3 до 2,8%. Максимальна кількість НП і $C_{орг.}$ спостерігається в мулистих донних осадах поблизу мису Великий Фонтан і в районі гирла Сухого лиману, а мінімальне – в піщаних осадах мілководних гідродинамічно активних зон Одеської бухти та Одеської банки. Циркуляція вод сприяє винесення з донних відкладень мілководної прибережної зони дрібнодисперсних, найбільш забруднених фракцій осаdів в глибоководну частину акваторії.

Аналіз ряду середньорічних величин кількості НП в поверхневому шарі донних осаdів показав досить помітний від'ємний лінійний тренд за період 1988-1999 рр. (рис. 3). Середньорічні величини кількості $C_{орг.}$ не показують значимої тенденції мінливості за цей же період. Зниження середньої кількості НП обумовлено, очевидно, скороченням надходження в акваторію регіону нафтового забруднення від локальних берегових джерел і з річковим стоком у зв'язку з ослабленням господарської діяльності.

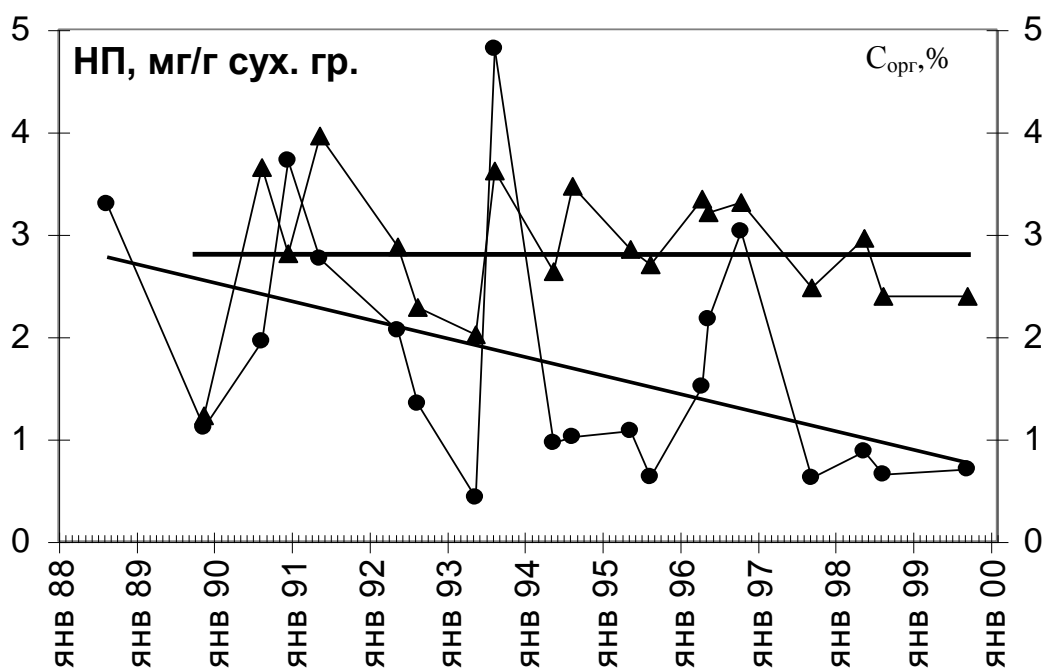


Рисунок 3. Багаторічна мінливість кількості НП (—●—) і $C_{орг.}$ (—▲—) в донних осадах Одеського регіону

Таким чином, особливості просторового розподілу НП і $C_{орг.}$ в донних осадах Одеського регіону, в основному, визначаються харак-

тером рельєфу дна, гранулометричним складом донних відкладень, гідродинамікою вод регіону і наявністю джерел надходження в акваторію забруднюючих речовин антропогенного походження. Значна кількість забруднюючих речовин, при цьому, надходить з розпрісненими водами дніпровсько-бузького генезису. Виявлені тенденції багаторічної зміни кількості НП і ОР в донних осадах за останні роки можуть бути використані для довгострокового прогнозу, розробки стратегії, програм і заходів щодо оздоровлення екологічної обстановки в Одеському регіоні північно-західної частини Чорного моря.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Методические указания по определению загрязняющих веществ в морских донных отложениях № 43. – М.: Гидрометеиздат, 1979. – С.14 – 16.
2. Методическое руководство по анализу органического вещества донных отложений. – М.: ВНИРО, 1980. – С. 22 – 26.
3. Руководство по методам химического анализа морских вод. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – С. 118 – 127.
4. Зарецкас С.А. Процессы седиментации и круговорота осадочного материала в Куршском заливе // Труды АН Латвийской ССР. – 1989. – Серия Б. – 1(170). – С. 128 – 133.
5. Гордон А., Форд Р. Спутник химика. – М.: 1976. – С. 207 – 241.
6. Юшкан В.И., Минц И.М., Новиков М.М. Сравнительная оценка различных физико-химических методов определения нефтепродуктов в воде // Труды Института прикладной геофизики. – М.: Гидрометеиздат, 1976. – № 31. – С. 109 – 115.
7. Роберта Дж., Касерио М. Основы органической химии. – М.: Мир, 1981. – 2. – 550 с.
8. Доценко С.А., Рясинцева Н.И., Савин П.Т., Саркисова С.А. Специфические черты гидрологического и гидрохимического режимов и уровень загрязнения прибрежной зоны моря в районе Одессы // Исследование шельфовой зоны Азово-черноморского бассейна. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 1995. – С. 31 – 43.
9. Миронов О.Г., Миловидова Н.Ю., Кирюхина Л.Н. О предельно-допустимых концентрациях нефтепродуктов в донных отложениях // Гидробиол. журн. – 1987. – 22. – № 6. – С. 32 – 40.
10. Миронов О.Г. Биологические проблемы нефтяного загрязнения морей // Гидробиол. журн. – 2000. – 36. – № 1. – С. 83 – 93.
11. Миронов О.Г. Взаимодействие морских организмов с нефтяным загрязнением. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 127 с.
12. Петров А.Н. Реакция прибрежных макробентосных сообществ Черного моря на органическое обогащение донных отложений // Экология моря. – 2000. – № 51. – С. 45 – 50.
13. Савин П.Т., Рясинцева Н.И., Подплетная Н.Ф. Загрязнение Черного моря углеводородами нефтяного происхождения // Экологическая безопасность прибрежных и шельфовых зон. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2000. – С. 142 – 153.
14. Бронфман А.М., Рясинцева Н.И., Савин П.Т., Подплетная Н.Ф. Пространственно-временные особенности деструкции нефтепродуктов в море // Химия и биология морей. – М.: Гидрометеиздат, 1987. – С. 79 – 91.

**ВПЛИВ РІЗНИХ КАРОТИНУТРИМУЮЧИХ КОРМОВИХ ДОБАВОК
НА РИБОВОДНІ ПОКАЗНИКИ ФОРЕЛІ**

М.А.СИДОРОВ – к.с.-г.наук,
Н.Н.САЗАНОВА – Інститут рибного господарства УААН,
И.С.КУНЩИКОВА, В.А.ТЮРЕНКОВ,
А.А.ТЮРЕНКОВ – Науково-виробниче підприємство «Вітан»

У природі існує більш 700 різних каротиноїдів. Це особлива група рослинних жиророзчинних пігментів, що мають біологічну активність [1].

Насамперед, каротиноїди є головним джерелом вітаміну А в природному раціоні більшості тварин. Також це ефективні антиоксиданти, антимулагени, антистресові засоби, імуномодулятори і імуностимулятори. Вони зміцнюють імунітет, підвищують стійкість тварин до радіації, знижують ризик виникнення онкологічних захворювань, є профілактичним засобом проти інфекційних, серцево-судинних і шлунково-кишкових захворювань, поліпшують гостроту зору.

В аквакультурі роль каротиноїдів, що вводяться в раціон риб, значно ширше. Вони є не тільки бар'єром між організмом гідробіонтів і стресуючими факторами. Їх присутність у раціоні риб збільшує темп вагового росту за рахунок посилення білкового обміну, підвищує імунітет і збільшує вихід риб від посаджених на вирощування. Додання каротиноїдів у їжу поліпшує її засвоюваність [2,3].

В аквакультурі використовуються різні каротинутримуючі речовини. Найбільш відомі астаксантин і β-каротин. Астаксантин, який одержують синтетичним шляхом, використовується переважно за кордоном. У країнах СНД, зокрема в Україні, є досвід використання β-каротину, який входить до складу препаратів («Вітатон», каренол, ліпідовіт), що одержують на Верхньо-дніпровському крохмальнопаточному комбінаті.

Вітатон є інактивованою біомасою гриба *Blakeslea trispora*, яку отримують за спеціальною технологією, заснованою на використанні продуктів переробки кукурудзи, тобто є природним продуктом. Ліпідовіт є біоліпідним екстрактом, який одержують з біомаси *Blakeslea trispora*.

Методика досліджень. Метою роботи було порівняти дію різних каротиноїдів на рибоводно-біологічні показники форелі: β-каротину (2 варіант дослідів), астаксантину (3 варіант дослідів) і ліпідовіту (4 варіант дослідів). У раціон риб контрольного 1 варіанту дослідів каротиноїди не вводилися (табл. 1). Концентрація каротиноїдів у комбіормах в усіх варіантах дослідів була однаковою і складала 80 мг препарату на 1 кг комбіорму.

Таблиця 1 – Схема проведення дослідів

Варіант дослідів	№ садка	Умови досліджень			
		Що вводиться каротиноїд	мг/кг корму	мг/кг препарату	г/т препарату
1	1	-	-	-	-
2	2	β-каротин	80	1,0	1000
3	3	астаксантин	80	1,0	1000
4	4	ліпідовіт	80	1 мол	1000 мол

Матеріалом досліджень були дволітки райдужної форелі, вирощені в саджалках Придніпровського тепловодного рибного господарства в зимовий період 2002-2003 р.р. Для вирівнювання екологічних умов при вирощуванні піддослідної риби саджалки були розміщені в одному басейні. Дослідження проводилися з 09.01. по 18.05.2003 р. у дворазовій повторності.

У досліді використовувалися комбікорми рецепта РГМ-8В. Режим годівлі піддослідної риби був обраний відповідно до діючих нормативів при частоті годівлі 4-5 разів у світловий день. При цьому постійно проводився контроль за споживаємістю кормів піддослідною рибкою, що давало можливість коректувати величину разової дози корму.

Результати досліджень. Ріст піддослідної риби по варіантах дослідів узагальнений у таблиці 2.

Таблиця 2 – Ріст піддослідної риби по варіантах дослідів

Дата	Дні дослідів	Маса риби по варіантах дослідів, г			
		1	2	3	4
9.01		166,0	166,0	166,0	166,0
24.01	16	168,2	175,5	177,4	182,1
11.02	34	179,2	182,0	182,4	193,2
24.02	47	187,5	195,4	191,6	214,0
5.03	56	191,3	206,8	205,6	224,3
17.03	68	205,4	214,05	216,1	235,0
31.03	82	212,6	225,4	222,3	243,3
10.04	92	219,3	232,5	233,9	262,5
13.05	125	229,9	246,8	245,5	296,3
% стосовно контролю		100	107,4	106,8	128,9

Початкова маса риби у всіх варіантах дослідів була однаковою і складала 166 г. У контрольному варіанті дослідів ріст піддослідної риби був мінімальним. Особливо це проявилось в січні-лютому при температурі води 4-6 °С. За ці два місяці вирощування маса райдужної форелі збільшилася до 191,3 г, тобто приріст склав 25,3 г.

У 2 варіанті дослідів маса форелі за цей період вирощування збільшилася до 206,8 г, або на 40,8 г, що на 61,3 % більше, ніж у контролі. Трохи менше маса форелі збільшилася за цей період у 3 ва-

ріанті досліду, при введенні в її раціон астаксантину, у якому вона склала 205,6 г, що склало 39,6 г приросту за цей період. Це перевищує приріст у контролі на 56,5 %.

Найбільший ростостимулюючий ефект за низьких температур виявився при введенні в раціон форелі ліпідовіту (4 варіант досліду) – маса піддослідної риби за зимовий період вирощування при цьому збільшилася до 224,3 г, тобто приріст склав 58,3 г, що стосовно контролю було в 2,3 рази більше. За весняні місяці вирощування в 4 варіанті піддослідна риба зберегла самий високий темп росту і до кінця досліду досягла маси 296,3 г, що на 66,4 г було більше, ніж у контролі і на 49,5 та 50,8 г більше, ніж у 2 та 3 варіантах. У контролі маса риби склала наприкінці досліду 229,9 г, у 2 варіанті кінцева маса форелі склала 246,8 г, що на 7,4 % більше, ніж у контролі. У 3 варіанті кінцева маса риби була на 6,8 % більше в порівнянні з контролем і склала 245,5 г.

При однакових вихідній масі райдужної форелі на початку досліду (166 г) і щільності посадки на одиниця об'єму (32,5 экз./м³ або 130 экз./саджалку) в усіх варіантах досліду кінцеві результати вирощування значно відрізнялися і залежали від введення в її раціон каротиноїду (табл.3).

Таблиця 3 – Рибоводні показники вирощування форелі, г

Показники	Варіант досліду			
	1	2	3	4
Щільність посадки:				
- экз./садок	130	130	130	130
- экз./м ³	32,5	32,5	32,5	32,5
Початкова маса, г	166	166	166	166
Конечна маса, г	229,9	246,8	245,5	296,3
Приріст: г/экз./дослід	63,9	80,8	79,5	130,3
- % до початкової маси	38,5	48,7	47,9	78,5
- % до контролю	100	126,5	124,4	203,9
Вихід, %	96	98	99	97
Рибопродуктивність:				
- кг/садок	28,7	31,4	31,6	37,4
- кг/м ²	7,2	7,9	7,9	9,4
- % до контролю	100	109,7	109,7	130,6
Рибопродукція:				
- кг/садок	8,0	10,3	10,2	16,4
- кг/м ²	2,0	2,6	2,6	4,1
Витрати корму	1,50	1,20	1,28	1,12
- % до контролю	100	80	85,5	74,7
Витрати корму на приріст	5,4	3,7	3,9	2,6

Однакова кількість введення β-каротину та астаксантину в раціон форелі забезпечило отримання однакового рибоводного ефекту: приріст форелі в цих варіантах досліду був практично однаковим, різниця

склала 0,8 г/экз. або 1,6%, що є недостовірним на аналізованому 95% рівні значимості. Це свідчить про схожість ростостимулюючого ефекту двох досліджуваних каротиноїдів – β -каротину та астаксантину при обраних концентраціях (80 мг каротиноїду на 1 кг комбікорму).

Приріст маси форелі в 4 варіанті дослідів склав 130,3 г, або 78,5% стосовно початкової маси та 203,9% стосовно контролю.

Вихід риби у всіх варіантах дослідів був досить високим і коливався від 96 до 99 %.

Рибопродуктивність варіювала за варіантами дослідів. У контролі вона складала 28,7 кг/саджалку (7,2 кг/м³), у 2 і 3 варіантах дослідів вона була майже однаковою і складала 31,4 – 30,6 кг/саджалку (7,9 кг/м²). У 4 варіанті, при введенні в раціон форелі ліпідовіту, величина рибопродуктивності піднялася до 37,4 кг/саджалку (9,4 кг/м²), тобто була на 30,6 % більше, ніж у контролі, і на 20,9 % більше, ніж у 2 і 3 варіантах дослідів. Аналогічно змінювалася по варіантах дослідів величина рибопродукції – «чистої» рибної продукції, без обліку початкової маси риби.

Величина витрат корму також залежала від введення в раціон райдужної форелі каротиноїду. Так, у контролі вона складала 1,5 одиниці на 1 кг приросту, у 2 варіанті – 1,20, у 3 варіанті – 1,28, а в 4 – 1,12 одиниці. Це свідчить про збільшення ефективності використання комбікормів на ріст райдужної форелі при введенні в їх раціон каротиноїдів. Введення β -каротину до складу препарату «Вітатон» зменшує витрати корму на 20 %, астаксантину – на 14,5%, ліпідовіту – на 25,3%. Аналогічним чином змінюються витрати корму на приріст райдужної форелі.

Отже, введення каротиноїдів у раціон райдужної форелі збільшує ріст вирощуваної риби і поліпшує кінцеві рибоводні показники. При низьких температурах кращим ростостимулюючим ефектом володіє ліпідовіт у порівнянні з β -каротином і астаксантином. З погляду на поліпшення рибоводних показників і здешевлення вирощеної продукції найбільш перспективними є β -каротин і ліпідовіт.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Смит Л.С. Введение в физиологию рыб. – М.: Агропомиздат, 1986. – 168 с.
2. Бардач Дж., Рикер Дж., Макларни У. Аквакультура. – М.: Пищевая промышленность, 1978.-291 с.
3. Кононський О.І. Біохімія тварин. – К.: Вища школа, 1994. – 438 с.
4. Канидъев А.Н. Основы управляемого воспроизводства тихоокеанских лососей.–М.: Легкая и пищевая промышленность, 1984.-212 с.

**ВПЛИВ НА РИБОВОДНІ ПОКАЗНИКИ РАЙДУЖНОЇ ФОРЕЛІ
ВВЕДЕННЯ У КОРМИ РІЗНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ β -КАРОТИНУ**

М.А.СИДОРОВ – к.с.-г.наук,
Н.Н.САЗАНОВА – Інститут рибного господарства УААН,
И.С.КУНЩИКОВА, В.А.ТЮРЕНКОВ,
А.А.ТЮРЕНКОВ – Науково-виробниче підприємство «Вітан»

β -каротин є одним з рослинних пігментів, який володіє біологічною активністю, що знаходиться в сполучі з ліпідними фракціями рослинних тканин або в комплексі з білком [1].

β -каротин, надходячи в організм тварин, у тому числі і риб, нормалізує мінеральний обмін, поліпшує обмін нуклеїнових кислот і синтез білка, сприяє утворенню усіх формених елементів крові, підвищує імунітет, стимулює функції статевих залоз, підвищує відтворення тварин [2,3,4].

β -каротин широко використовується в медицині для лікувально-профілактичних цілей, при лікуванні виразкової хвороби шлунка і дванадцятипалої кишки, гастритів з підвищеною кислотністю, захворюваннях верхніх дихальних шляхів, захворюваннях шкіри і слизових оболонок, сприяє загоєнню тканин, знижує ризик виникнення онкологічних захворювань, виводить з організму радіонукліди, шлаки, канцерогени [1].

У зв'язку з цим метою роботи було вивчення впливу введення різних концентрацій β -каротину в рибні корми на рибоводно-біологічні показники форелі.

Методика досліджень. Як джерело β -каротину використовувався препарат «Вітатон», що випускається науково-виробничим підприємством «Вітан» Дніпропетровської області, який містить 8% β -каротину у своїй сполучі. Концентрація β -каротину, що вводився в комбікорм, складала 80, 96, 120 і 136 мг/кг корму (відповідно варіанти 2, 3, 4 і 5). Контрольним (варіант 1) був комбікорм рецепта РГМ-8В, що не містив у своїй сполучі кормових домішок (табл. 1).

При проведенні досліду риба утримувалася в саджалках, що були встановлені у басейні, при середній щільності посадки 130 екз./саджалку (32,5 екз./м³). Режим годівлі піддослідної риби визначався відповідно до загальноприйнятих у форелівництві кормових таблиць і залежав від температури води при частоті годівлі 4 рази в день. При цьому здійснювався контроль за споживаємістю кормів і корегувалися величини добового раціону.

Результати досліджень. Відповідно до температурного режиму термін досліду умовно був розділений на дві частини: за низьких температур води (4-6 °С) – у зимові місяці досліджень та за оптимальних температур (13-22 °С) – у весняні місяці.

Таблиця 1 – Схема проведення дослідів у Придніпровському тепловодному рибному господарстві

Варіант досліді	Концентрація препарату		
	(мг/кг діючої речовини)	(г/кг препарату)	(кг/т препарату)
1	Контроль		
	Вітатон, 8% β-каротину		
2	80	1,0	1000
3	96	1,2	1200
4	120	1,5	1500
5	136	1,7	1700

Початкова маса риби у всіх варіантах досліді була однаковою і складала 166 г. Ріст риби за варіантами досліді узагальнений у таблиці 2.

Збільшення маси форелі за варіантами досліді відбувалося наступним чином. У контрольному варіанті за два місяці вирощування маса райдужної форелі збільшилася до 191,3 г, тобто приріст склав 25,3 г. При додаванні в корм вітатону в кількості 1 і 1,2 кг/т (2 і 3 варіанти) приріст риби за два місяці був практично однаковим – 40,8 і 40,0 г. Додання в корми вітатону в кількості 1,5 кг і 1,7 кг/т (4 і 5 варіанти досліді) викликало збільшення маси форелі на 49,1 і 59,5 г відповідно.

Таблиця 2 – Ріст піддослідної риби по варіантах досліді

Дата	Дні досліді	Маса риби по варіантах досліді, м				
		1	2	3	4	5
9.01		166,0	166,0	166,0	166,0	166,0
24.01	16	168,2	175,5	180,4	186,3	188,1
11.02	34	179,2	182,0	192,4	196,5	202,4
24.02	47	187,5	195,4	201,2	208,4	214,3
5.03	56	191,3	206,8	206,0	215,1	225,5
17.03	68	205,4	214,1	216,2	223,3	232,3
31.03	82	212,3	225,4	226,4	231,3	240,8
10.04	92	219,3	232,5	235,9	248,6	254,7
13.05	125	229,9	246,8	262,5	277,4	280,6
% стосовно контролю		100	107,4	114,2	120,7	122,1

При подальшому вирощуванні в оптимальних температурних умовах темп росту риби збільшився. Кінцева маса райдужної форелі в контролі складала 229,9 г. Збільшення маси риби за варіантами досліді було пропорційно додаванню в корми різної кількості вітатону. В 2 варіанті досліді кінцева маса форелі склала 246,8 г, у 3 – 262,5 г, у 4 – 277,4 г, у 5 – 280,6 г. По відношенню до маси риби в контролі це складало 107,4; 114,2; 120,7 і 122,1%. Таким чином, кін-

цевий приріст риби за варіантами дослідів знаходився на рівні 80,8; 96,5; 111,4 і 114,6 г.

Отже, введення каротиноїдів у раціон вирощуваної риби збільшує ріст райдужної форелі. Збільшення приросту маси риби пропорційно збільшенню дози препарату, що вводиться в комбікорм. Рибоводні показники форелі також залежали від кількості введеного в її раціон каротиноїду (табл. 3).

Таблиця 3 – Рибоводні показники вирощування форелі, г

Показники	Варіант дослідів				
	1	2	3	4	5
Щільність посадки:					
- экз./садок	130	130	130	130	130
- экз./м ³	32,5	32,5	32,5	32,5	32,5
Початкова маса, г	166	166	166	166	166
Кінцева маса, г	229,9	246,8	262,5	277,4	280,6
Приріст: г/екз./дослід	63,9	80,8	96,5	111,4	114,6
- % до контролю	100	126,5	151,0	174,3	179,3
Вихід, %	96	98	97	98	99
Рибопродуктивність:					
- кг/садок	28,7	31,4	33,1	35,3	36,1
- кг/м ²	7,2	7,9	8,3	8,8	9,0
- % до контролю	100	109,7	114,9	122,7	125,4
Рибопродукція:					
- кг/садок	8,0	10,3	12,2	14,2	14,7
- кг/м ²	2,0	2,6	3,0	3,6	3,7
Витрати корму	1,50	1,20	1,15	1,14	1,08
- % до контролю	100	80	76,7	76,0	72,0
Витрати корму на приріст	5,4	3,7	3,2	2,8	2,6

Приріст риби при збільшенні дози введення в корми β-каротину від 1,0 до 1,2, до 1,5 і до 1,7 кг/т збільшувався відповідно на 80,8 г, 96,5 г, 111,4 г і 114,6 г (у контролі склав 63,9 г). По відношенню до контролю приріст за варіантами дослідів складав, відповідно, 126,5, 151,0, 174,3 і 179,3%.

Вихід риби в усіх варіантах дослідів був досить високим і коливався від 96 до 99 %. Рибопродуктивність також залежала від дослідного варіанту. У контролі вона була мінімальною і складала 28,7 кг/саджалку (7,2 кг/м³). При введенні β-каротину в корми збільшувалася і рибопродуктивність, яка залежала від дози препарату. Максимального значення рибопродуктивності досягла при введенні в корми препарату з концентрацією 1,7 кг/т – 36,1 кг/саджалку (9,0 кг/м²). В 2 варіанті дослідів (1,0 кг/т) вона складала 31,4 кг/саджалку (7,9 кг/м²). При введенні препарату 1,2 кг/т корму рибопродуктивність складала 33,1 кг/саджалку (8,3 кг/м²), а при кількості вітатону 1,5 кг/т рибопродуктивність зросла до 35,3 кг/саджалку (8,8 кг/м²). Подібним

образом змінювалася за варіантами досліджу величина рибопродукції – «чистої» рибної продукції, без обліку початкової маси риби.

Величина витрат корму також залежала від кількості каротиноїду, що вводився в раціон райдужної форелі. Так, у контролі вона складала 1,5 одиниці на 1 кг приросту. При введенні β -каротину в різній концентрації витрати корми зменшувалися і складали за варіантами від 1,08 до 1,20 одиниць. Це свідчить про збільшення ефективності використання комбікормів на ріст райдужної форелі при введенні в їх раціон каротиноїдів у випробуваних концентраціях. Введення β -каротину в складі препарату «Вітатон» зменшує витрати корму на 20 – 28 % за різними варіантами досліджу.

Отже, введення каротиноїдів у раціон райдужної форелі суттєво поліпшує кінцеві рибоводні показники.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Кононський О.І. Біохімія тварин. – К.: Вища школа, 1994. – 438 с.
2. Смит Л.С. Введение в физиологию рыб. – М.: Агропромиздат, 1986. – 168 с.
3. Справочник по физиологии рыб. /Под ред. А.А.Яржомбека. – М.: Агропромиздат, 1986. – 192 с.
4. Яржомбек А.А. Физиология рыб: Лабораторный практикум. – М., 1992. – 24 с.

УДК 576. 89: 597 (477)

ГЕЛЬМІНТОФАУНА МІСЦЕВИХ ВИДІВ РИБ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ АЗОВСЬКОГО МОРЯ (ОБИТІЧНА ЗАТОКА, МОЛОЧНИЙ ЛИМАН)

Н.О.СКИДАН – аспірант, Інститут зоології НАН України

Дослідження гельмінтофауни риб є невід'ємною частиною комплексних досліджень іхтіофауни в цілому. У літературі є немало робіт, що висвітлюють ступінь вивчення гельмінтів риб Азовського моря. Переважно іхтіогельмінтологічні дослідження проводилися в центральній, північно-східній та південно-східних частинах Азовського моря, в той час як вивченню гельмінтофауни північно-західної частини (Обитічна затока, Молочний лиман) до останнього часу приділялося мало уваги. Найбільш повними відомостями по гельмінтофауні риб дослідної акваторії є лише роботи А.І.Солонченка [9], В.М.Мальцева [5] та В.Л.Сарабєєва [8]. Тому, з метою встановлення видового складу гельмінтів та з'ясування загальної оцінки епізоотологічного стану окремої ділянки Азовського моря і була проведена дана робота.

Матеріал та методика. Матеріалом для роботи слугували збори паразитів від риб, що мешкають в північно-західній частині Азовського моря (Обитічна затока, Молочний лиман). Методом пов-

них гельмінтологічних розтинів розтинів [1] обстежено 800 екземплярів риб 38 видів з 17 родsd. Збір гельмінтів, фіксація та камеральна обробка здійснювалися за загальноприйнятими в паразитології методиками. Розраховані стандартні показники зараженості – екстенсивність інвазії (EI), інтенсивність інвазії (II) та індекс рясності (IP).

Результати досліджень. Загальна зараженість риб гельмінтами достатньо висока і складає майже 60 %. У досліджуваних риб за попереднім визначенням знайдено 36 видів гельмінтів, що відносяться до 5 класів: Monogenea – 6 видів, Trematoda -17, Cestoda – 7, Nematoda -3, Acanthocephala – 3 види.

Трематоди – найбільш чисельна за видовим складом група гельмінтів. Загальний відсоток зараження риб трематодами сягає 30. Літературні дані свідчать про реєстрацію у риб Азовського моря 78 видів цього класу. Нами зареєстровано 17 видів, для 10 з них риби є остаточними хазяями.

Vucephalus sp. (1 екз.) відмічено в кишечнику бичка зеленчака (*Zosterisessor ophiocephalus*, n=39 екз.). *Pentagramma simmetricum* – паразитує в кишечнику атерини (*Aterina boyeri*, n=26) – II 1-420 екз., EI=56%, IP 23 екз.; триголкової колючки (*Gasterosteus aculeatus*, n=10 екз.) – II 1-250 екз., EI=44,4%, IP 28 екз; та пілоричних придатках оселедців (*Alosa kessleri pontica*, n=13) – II 2-29, EI=30,8%, IP 3 екз.; 1 екз *P. simmetricum* зареєстровано у зеленухи (*Grenelabrus tincae*, n=6). Для колючки ця трематода зареєстрована вперше. *Saccocoelium tensum* – паразитує в кишечнику морських риб, переважно кефалевих. Нами зареєстрований у піленгаса (*Mugil soiuu*, n=25) та сингіля (*Liza aurata*, n=30). З II 1-6 екз., EI=33,3%, IP 1,2 екз.; II 1-23 екз., EI=30%, IP 2,6 екз. відповідно. *Haplospalchnus pachysomus* – 1 екз. зареєстровано в кишечнику лобаня (*Mugil cephalus*, n=2). *Paratimonia gobii pontica* – паразити кишечника лисуна леопардового (*Pomatoschistus microps leopardinus*, n=58). II 1-8 екз., EI=20%, IP 0,5 екз. *Lecithaster sp.* зафіксовано в кишечнику 3 видів бичків. *Aphaloides coelomicola* паразитує в порожнині тіла лисунів леопардових з II 1-25 екз., що призводить до кастрації хазяїна. Екстенсивність інвазії сягає 30%, індекс рясності при цьому становить 2 екз. *Acanthostomum imbutiformis* зареєстровано в кишечнику голок (*Syngnathius typhle*, n=21) з II 1-52 екз., EI=28,8%, IP 4 екз., та глоси (*Platycthis flesus luscus*, n=2) з інтенсивністю інвазії 15 екз. *Acanthostomatiidae gen. sp. mtc.* в невеликій кількості відмічено в скловидному тілі очей бичків зеленчаків та на зябрах довгорилої голки. Все це специфічні паразити морських риб, але поряд з тим зустрічаються представники прісноводного комплексу гельмінтів. В сечових каналцях 11% карасів (*Carassius carassius*, n=27) з II 1-4 екз. зареєстровано *Phyllodistomum elongatum*, що риніше реєструвався у 5 видів риб з Ахтарського лиману (Быховская-Павловская, Быховский, 1940). Карась є новим хазяїном для *P. elongatum*; для Молочно-

го лиману вказується вперше. *Asymphyrodora demeli* – паразит кишечника прісноводних риб, відмічена у тарані (*Rutilus rutilus heckkeli*, n=26 екз.) з II 1-9 екз., EI=15,3% та краснопірки. Для Молочного лиману вказується вперше.

Метацеркарії представлені 7 видами, марити яких, в основному, паразитують у рибоїдних птахів. *Cryptocotyle concavum mtc.* та *C. lingua mtc.* локалізуються на поверхні тіла, плавцях та зябрах переважно на рибах з родини бичкові та голкові. Інтенсивність інвазії метацеркаріями роду *Cryptocotyle* для бичків дуже висока і іноді сягає декілька сот екземплярів. *Pygidiopsis genata mtc.* зареєстровано у бичка пісочника (*Neogobius fluviatilis*, n=41) з Молочного лиману з II 1-100екз., EI=14,7%, IP 3,2 екз. *Heterophiidae gen. sp. mtc.* було відмічено на зябрах хамси, бичка сірмана та на плавцях бичка пісочника з невисокими показниками інвазії. Метацеркарії *Galactosomum lacteum* локалізуються в нирках 7,7% бичків кругляків (*Neogobius melanostomus*, n=39), з II 3-9 екз. *Diplostomum sp. mtc.*, зареєстровано в кришталиках очей 4 видів риб. Дві досліджені особини азовського пузанка (*Alosa caspia tanaica*) містили метацеркарії *Diplostomum sp.* з II 28 та 43 екз; значно нижчи показники зараженості піленгасу – II 1-3 екз., EI= 1% та оселедця – II 84 екз, EI= 7,7%, IP 6 екз.; дещо вище тарані – II 1-4 екз., EI=17,2%, IP 0,4; 1 екз. *Diplostomum sp. mtc.* вилучено з атерини. *Posthodiplostomum cuticola mtc.* – 1 екз. відмічено на внутрішній поверхні зябрової кришки краснопірки (*Scardinius eritrophthalmus*, n=4)

Літературні джерела містять відомості про 39 видів моногеней, що паразитують на рибах Азовського моря [2,3,6,9,12]. Зокрема для Обитічної затоки та Молочного лиману вказано 11 видів [5,8,9]. Нами зареєстровано 6 видів моногеней, що зустрічаються у 7 видів риб з 4 родин – кефалеві, бичкові, колючкові, коропові. Для триголкової колючки характерно паразитування *Gyrodactylus arcuatus*, що зустрічається на зябрах та плавцях 44,4% досліджених риб з інтенсивністю інвазії (II) 2-7 екз. *Gyrodactylus protherorhini* зустрічається на зябрах 1% досліджених бичків зеленчаків з II 1екз., 2% рябих бичків (*Neogobius platyrostris euricephalus*, n=38) з II 1-2 екз., та 6,9% лисунів леопардових з II 1-2 екз. На рибах з родини кефалевих паразитують моногеней *G. mugili*, *Gyrodactylus sp.*, та *Microcotyle mugilis*. У 4,3% досліджених карасів на зябрах констатовано *Dactylogyrus sp.* з II 1-2 екз. Зараженість риб цестодами складає 21,75%. За літературними джерелами останніх 30-ти років цестодофауна риб Азовського моря нараховує близько 25 видів [6,8,9]. Нами виявлено лише 6 видів, що паразитують у 6 видів риб. У 4 з 5 проаналізованих особин морського kota (*Dasiatis ponticus*) зареєстровано 2 види цестод – *Acantobotrium crassicolle* та *Phillobotrium sp.* з інтенсивністю інвазії 1-2 та 2-40 екз. відповідно. Індекс рясності для останнього становить 11 екз. Не ви-

явлено 2 види – *Grillotia erinaceus*, *Christianella minuta*, що раніше відмічені у морських котів в районі Керченської протоки [9]. Високою екстенсивністю інвазії відмічається *Botriocephalus gregarius*, що майже на 100% вражає азовську камбалу-калкана (*Psetta maxima torosa*, n=150 екз.) з інтенсивністю інвазії 1-92 екз. *Proteocephalus subtilis* зареєстровано у 10% бичків зеленчаків з II 1-2 екз., та індексом рясності 0,15 екз. Поодинокі екземпляри молодих цестод роду *Proteocephalus* відмічено в кишечниках бичків роду *Neogobius* – *N. platyrostris eurycephalus*, *N. sirman* та *Proterorichinus marmoratus*. *Ligula intestinalis* I. зустрічається у 19,23% досліджуваної тарані з II 1-7 екз., індекс рясності при цьому досить низький і становить 0,4 екз. Один екземпляр *Digamma interrupta* I. відмічено в порожнині тіла тарані.

З великої кількості зібраних нематод визначені на цей час лише *Cucullanellus minutus*, що зареєстрована нами у бичкових, та *Hysterothylacium adunca* з оселедців та хамси, які характеризуються високими показниками інвазії. З хвостового плавця карася вилучено 1 екз. самки *Philometroides sanguinea*. Не визначені поки ще личинки нематод знайдені у 10 видів риб. Взагалі, за літературними джерелами, нематодофауна азовських риб нараховує біля 27 видів [2,4,6-11]. З літературних джерел для Азовського моря відомо 9 видів скреблянок, зокрема для Обитічної затоки та Молочного лиману – 4 види [8,9]. Нами виявлено 3 види гельмінтів з класу *Acanthocephala*, загальна зараженість колючеголовими становить 11,3%.

Слід відмітити майже 100% зараженість бичків зеленчаків скреблянками *Acanthocephaloides propinquus*, а інтенсивність інвазії їх іноді сягає 300 екз. *Neoechinorhynchus agilis* (10 екз.) зареєстровано у лобаня. *Telosentis exiguus* відмічено у 50,5% атерини та 4% тільки (*Clupeonella cultriventris cultriventris*, n=38).

Висновки. Незважаючи на багатство видового складу гельмінтів та наявність серед них деяких патогенних видів, що можуть бути збудниками небезпечних захворювань, такі як *Gyrodactylus* sp., *P. genata* mtc., *Diplostomum* sp. mtc., *C. concavum* mtc., *C. lingua* mtc., *L. intestinalis* I., *D. interrupta* I., загибель риб відмічалася дуже рідко, оскільки ступінь зараженості їх в акваторії досліджень був в більшості випадків незначний, і лише в окремі роки той чи інший вид набував більш широкого розповсюдження. Так, у 1968 р. відмічено епізоотію *L. intestinalis* ляща, а в 1974 році тарані [9]. Нами встановлені високі показники інтенсивності та екстенсивності інвазії *B. gregarius* для калкана та *A. propinquus* для зеленчака. Загалом, гельмінтологічну ситуацію в Обитічній затоці та Молочному лимані можна оцінити як досить сприятливу для існування гідробіонтів, зокрема риби.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Быховская-Павловская И.Е. Паразиты рыб. – Л.: Наука, 1985. – 123 с.

2. Быховская-Павловская И.Е., Быховский Б.Е. Паразитофауна рыб Ахтаринских лиманов// Паразитол. сб. Зоол. ин-та АН СССР. – 1940. – №8. – С. 131–162.
3. Каменев В.П. Паразитофауна главнейших промысловых рыб приазовских лиманов// Учен. зап. Кр. Краснодар. пед. ин-та. – 1969. – вып. 26. – С. 54–61.
4. Каменев В.П., Сахнина З.М. Паразитофауна рыбца и шемаи в связи с их миграциями// Учен. зап. Кр. Краснодар. пед. ин-та. – 1956. – вып. 2. – С. 3–15.
5. Мальцев В.Н. Паразитарные и инфекционные болезни дальневосточного пиленгаса в Азовском море// Мат. наук.-практ. конф. паразитологів. – Київ, 1999.- С. 104-107.
6. Найденова Н.Н. Паразитофауна рыб семейства бычковых Черного и Азовского морей. – Киев: Наукова думка, 1974.
7. Николаева В.М., Солонченко А.И. К изучению фауны нематод рыб Азовского моря// Вопросы морской паразитологии. – Киев: Наукова думка, 1970. – С. 88–90.
8. Сарабеев В.Л. Паразиты пиленгаса та місцевих видів риб у північно-західній частині Азовського моря. //Автореф. дис.к.б.н. – К. – 2000. – 20 с.
9. Солонченко А.И. Гельминтофауна рыб Азовского моря. – Киев: Наукова думка, 1982. – 150 с.
10. Терехов П.А. Паразиты некоторых промысловых рыб Таганрогского залива // Докл. II Всесоюз. симпоз. по паразитам и болезням морских животных. – Калининград, 1976. – С. 60–62.
11. Чаплина А.М., Анцишкіна А.М., Матеріали до паразитофауни риб малих річок північного Приазов'я// Доп. АН УРСР. – 1961. – №2. – С. 247–250.
12. Шуваев Е.Е. Фауна, основные вопросы экологии, зоогеографии и биологии рыб Приазовских лиманов). //Автореф. дис.к.б.н. – Воронеж, 1968. – 18 с.

УДК 639.3.032

ОСОБЛИВОСТІ ГЕНОФОНДУ РАЙОНОВАНИХ ТИПІВ УКРАЇНСЬКИХ ПОРІД КОРОПА У ВАТ “ДОНРИБКОМБІНАТ”

**В.Г.ТОМІЛЕНКО – к.с.-г.наук,
Г.М.ДРОГАН, В.О.КОВАЛЕНКО,
Г.І.БОНДАР, О.М.ДУМИК – Інститут рибного господарства УААН**

Уперше українські породи коропів були завезені в Донецький рибокомбінат в 1953 році із рибгоспу “Вишня” Вінницького рибокомбінату в кількості 50 гнізд. У господарстві було побудовано систему селекційних ставів, де велась селекційна робота з поліпшення породних особливостей українського рамчастого та українського лускатого коропів.

Протягом багатьох років ці коропи розводились по принципу замкнутої системи і комбінат мав значні успіхи. Як флагман рибної галузі України, в дев'ятій п'ятирічці він досяг значних успіхів. В 1975 році на площі 2,0 тисячі гектарів було виловлено 56,9 тисяч центнерів товарної риби при рибопродуктивності 28,4 ц з гектара. Крім цього, було вирощено 35 мільйонів екземплярів цьоголіток українських

порід. Комбінат одержав на той час прибуток в сумі 1656,0 тисяч карбованців. [1]

Через 20 і більше років генофонд коропів обідняється, довготривале культивування в замкнутій системі ставкового господарства приводить до спорідненого розведення, що негативно впливає на життєздатність потомства, темпи росту та його продуктивні якості.

У першу чергу на першому етапі гомозиготизації порушується розвиток лускатого вкриття, типового для української лускатої і рамчастої порід. Нащадки коропів української рамчастої породи мали від 6 до 14 % особин з розкиданою дзеркальною лускою, які відставали в рості від типових рамчастих форм на 11 – 15 %, а нащадки українських лускатих плідників мали від 31 до 73 % особин із порушенням рядів лусок, які також відставали в рості порівняно з коропами з нормально розвинутою лускою на 20 – 33%[2].

Із подальшою гомозиготизацією різноманітність і кількість дефектів збільшується. Порушується органогенез всіх плавців, зябрових кришок, кісток хребта і т.д. Особливо пагубним для риби є поєднання дефектів, таких як порушення лускатого вкриття, брюшних плавців і зябрових кришок. Екземпляри, які мають такі дефекти відстають в рості на 66-81% в порівнянні з нормально розвинутим генотипом цього літоку.

На наступних етапах положення кожного генотипу погіршується, різко падає їх продуктивність, особливо життєздатність, а ж до повної елімінації.

Процес обіднення генофонду племінних стад коропів визначається не тільки за фенотипом, для цього потрібно багато років, а і за генотипом, на основі моніторингу поліморфних систем, особливо за трансферинним локусом сироватки крові.

Дослідження розподілу фенотипів (фактичне) та частот алелей трансферину цього літоку сироватки крові показано в таблиці 1.

Судити про генетичний статус порід коропа можна за допомогою генетичних маркерів – трансферинів, кодомінантне спадкування дає можливість визначати генотип особи за її фенотипом. З метою вивчення генетичної структури донецьких стад українських порід коропа провели аналіз сироватки крові цього літоку поліморфних систем трансферинного локусу.

Одержані дані показують, що лускаті коропи суттєво відрізняються за трансферинами в порівнянні з рамчастими.

По-перше, лускаті коропи мають сім фенотипів трансферину, які контролюються чотирма алелями, тоді як рамчасті мають тільки один фенотип, який контролюється однією алеллю "q_a".

По-друге, ступінь гетерозиготності лускатих коропів складає 76,5%, а рамчастих – "0". Отже, як показують наші спостереження та інших авторів [3], життєвість гетерозиготних личинок і цього літоку коропа вища порівняно з гомозиготами.

Таблиця 1 – Розподіл фенотипів і частот алелей трансферину цьоголіток

Показники	Порода	
	Українська луската (n=81)	Українська рамчаста (n=45)
Типи трансферинів:		
ZZ	-	-
AA	17	45
BB	2	-
CC	-	-
ZA	1	
AB	2	
AC	53	
ZC	2	
BC	4	
Частоти генів:		
q _z	0,018	-
q _a	0,558	1,0
q _b	0,062	-
q _c	0,364	-
Ступінь гетерозиготності, %	76,5	0,0

Соціальна криза в Україні, яка наступила в 90 роках охопила і рибницьку галузь, зокрема, ВАТ “Донрибкомбінат”. У господарстві значно збільшилась площа ставів, але рибопродуктивність їх значно впала (табл. 2). За останній рік загальний вилов знизився на 48% за рибогосподарським матеріалом і на 10% за товарною рибкою. Насторожує диспропорція в асортименті риби: короп складає в загальній масі 22% цьоголіток і 18% товарної, а решта – рослиноідні риби.

Таблиця 2 – Аналіз вирощування рибосадкового матеріалу і товарної риби в ВАТ “Донрибкомбінат” за 2002 рік

Зона рибництва	Вікова група риб	Площа га /м ²	Одиниця виміру	Одержано риби		Рибопродуктивність				
				2001р.	2002р.	Загальна кг/га	В тому числі			
							коропа		Р/ї	
кг	%	кг	%							
IV	K0+	830 12888	Тис.шт	23996	16215	480	105,6	22	374,4	78
	K1+	3007	т	2570	2336	698	125,6	18	572,4	82

Отже, як видно із даних таблиці криза носить характер не тільки соціально-економічний але і біологічний, на який мало чомусь звертають увагу. Згідно з договором з ВАТ “Донрибкомбінат” за №93а від

03.10.2000 року Лабораторія генетики і селекції риб Інституту рибного господарства УААН виконує роботи, спрямовані на вивчення сучасного стану та розробки заходів із репродукції генофонду районуваних типів українських порід.

Інвентаризація та бонітування племінного матеріалу весною 2002 року показали, що основне стадо плідників і ремонтного молодняку відноситься до складних змішаних форм за рахунок спадковості неконтрольованих схрещувань українських порід коропа з амурськими сазанами, курськими гібридами, німецькими, румунськими та іншими коропами не з'ясованого походження.

В останні роки племінне стадо суттєво перехворіло, особливо старші вікові групи, загибель яких складала до 80%, особливо серед рамчастих форм.

Пробонітовано плідників коропа в кількості 764 самки і 542 самці, з яких відібрали в племінне ядро (еліта) типових українських порід лускатих самок 371 екз. середньою масою 5,3 кг і рамчастих самок 81 екз., середньою масою 4,6 кг, а також самців 385 і 35 екз. відповідно.

У таблиці 3 показано екстер'єрні особливості племінного ядра українських порід ВАТ «Донрибкомбінат».

Таблиця 3 – Показники екстер'єру плідників коропа українських порід ВАТ «Донрибкомбінат», ♀/♂

n	Статистичні показники	Маса, кг	Проміри, см				К вгодоваваності	індекси			
			l	с	н	о		l/н	l/о	l/с	l/м
Українська рамчата порода											
$\frac{9}{10}$	M±m	$\frac{5,0 \pm 0,32}{3,4 \pm 0,33}$	$\frac{50,7 \pm 1,02}{45,5 \pm 1,52}$	$\frac{12,4 \pm 0,3}{11,7 \pm 0,33}$	$\frac{19,9 \pm 0,48}{17,3 \pm 0,45}$	$\frac{51,9 \pm 1,3}{44 \pm 1,37}$	$\frac{3,8}{3,6}$	$\frac{2,55}{2,63}$	$\frac{0,98}{1,03}$	$\frac{4,09}{3,89}$	$\frac{10,14}{13,38}$
	σ	$\frac{0,96}{1,06}$	$\frac{3,1}{4,8}$	$\frac{0,9}{1,06}$	$\frac{1,40}{1,42}$	$\frac{3,9}{4,3}$					
	C _v	$\frac{19,2}{31,1}$	$\frac{6,1}{10,6}$	$\frac{7,2}{9,0}$	$\frac{7,3}{8,2}$	$\frac{7,6}{9,8}$					
Українська луската порода											
$\frac{23}{27}$	M±m	$\frac{5,6 \pm 0,22}{4,3 \pm 0,12}$	$\frac{54,0 \pm 0,75}{51,1 \pm 0,59}$	$\frac{12,8 \pm 0,18}{11,9 \pm 0,17}$	$\frac{20,5 \pm 0,26}{18,7 \pm 0,18}$	$\frac{52,8 \pm 0,69}{47,7 \pm 0,45}$					
	σ	$\frac{1,01}{0,61}$	$\frac{3,58}{3,05}$	$\frac{0,86}{0,9}$	$\frac{1,2}{0,9}$	$\frac{3,3}{2,32}$	$\frac{3,6}{3,2}$	$\frac{2,63}{2,73}$	$\frac{1,02}{1,07}$	$\frac{4,22}{4,29}$	$\frac{9,64}{11,88}$
	C _v	$\frac{18,1}{14,0}$	$\frac{6,6}{6,0}$	$\frac{6,7}{7,5}$	$\frac{6,0}{5,0}$	$\frac{6,3}{4,9}$					
	td ♀:♀	-1,5	-2,6	-1,1	-1,1	-0,6					
	td ♂:♂	-2,6	-3,4	-0,5	-2,9	-2,6					

Відібрані плідники відносяться до типових українських порід як

за екстер'єром, так і за фенотипом. Нерест провели в заводських умовах інкубаційної цеху дільниці "Славгрес". Потомство одержали від 24 самок української лускатої породи і від 15 самок української рамчастої породи. Температура води коливалась в межах 17-18 °С, газовий режим відповідав рибоводним нормам.

Під час інкубації ікри ембріони почали масово гинути в інкубаційних апаратах, а також при відрощуванні личинок в лотках. Живими залишилися 20% рамчастих і 34% лускатих форм. Підрощування личинок в ставках показало, що із 200 тис. екз. лускатих і 15 рамчастих виловили 64 тис.екз. лускатих середньою масою 25 г (вихід становив 32%), а рамчасті мальки всі загинули.

У вирощувальні стави пересадили тільки 46,5 тис.екз. лускатих мальків із розрахунку 15 тис.екз./га.

Восени виловили 30,3 тис.екз., середньою масою 84 г при затраті корму 2,9 кг/кг. На плем'я відібрали і посадили на зимівлю 15,6 тис.екз середньою масою 85 г.

Аналіз розвитку цьоголіток лускатої породи показав, що збалансовані генотипи нормального фенотипу складають 84% при середній масі 86 г, зміщення луски зафіксовано у 14% цьоголіток середньою масою 58 г, випадання ануса зафіксовано у 1% масою 60 г, а також з деформацією плавців у 1% при середній масі 63 г.

У зв'язку з гомозиготизацією і розбалансованістю генотипу літальний ефект потомства наступає ще на стадії ембріогенезу і продовжується в ранньому постембріональному періоді. Пізніше наступає розчленування популяцій на окремі групи і у молоді, що лишається живою, спостерігаються аномалії у розвитку.

Для збалансованості генофонду коропів донецької популяції потрібно терміново оздоровити її за рахунок інших зональних і внутрішньопорідних типів українських порід, особливо це стосується коропів української рамчастої породи.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Томіленко В.Г., Панченко С.М., Желтов Ю.О. Розведення коропа. - К.: Урожай, 1980. – 112 с.
2. Томіленку В.Г., Шпак П.Н. Особенности роста в связи с отклонениями в развитии некоторых признаков. //Рыб. Хозяйство.- 1979. Вып. 29. – С. 25-28.
3. Балахнин И.А., Галаган М.П. Распределение и выживание особей с разными типами трансферрина в потомстве карпа при различных сочетаниях производителей. //Гидробиол. журнал. –1972. – т VIII, №3. – С. 56-61.

ЕКОГІДРОЛОГІЯ. ДОСВІД ДОСЛІДЖЕНЬ У ДНІПРОВСЬКО-БУЗЬКІЙ ГИРЛОВІЙ ОБЛАСТІ

В.М.ТІМЧЕНКО – д.г.н., с.н.с., Інститут гідробіології НАН України

Екогідрологія як напрям науки почала активно формуватися завдяки зусиллям вчених колишнього Радянського Союзу в 70-80-х роках. Стимулом становлення цієї наукової дисципліни стали значні темпи розвитку гідроекологічних досліджень, пов'язані з інтенсифікацією господарського використання водних ресурсів. На основі еколого-гідрологічних досліджень на різних водних об'єктах України, в тому числі в Дніпровсько-Бузькій гирловій області, нами на початку 90-х років сформульовано предмет екогідрології, її основні задачі та методи [13]. Пізніше, в рамках п'ятої фази Міжнародної гідрологічної програми, до цієї проблеми тісно підключилася світова наукова спільнота. На цій фазі екогідрологія офіційно визнана як самостійний напрям, котрий поєднує зусилля гідрології як географічної науки і гідроекології як науки в значній мірі біологічної [19].

На наш погляд, *предметом* екогідрології є вивчення гідрологічних процесів, явищ та характеристик як абіотичних компонентів водних екосистем у всіх їх проявах та складних взаємовідносинах з іншими абіотичними та біотичними компонентами.

Екологічний підхід до вивчення гідрологічного режиму водойм передбачає виконання *трьох основних завдань*. Перш з них постає в *визначенні та кількісній оцінці ключових гідрологічних елементів*, що обумовлюють структурно-функціональні особливості екосистем конкретних водойм та якість води. До другого завдання екогідрології відноситься *вивчення і розшифровка механізмів впливу* гідрологічних умов на екосистеми водойм та їх компоненти, побудова залежностей, що описують цей вплив. Третім завданням екогідрології є *розробка методів управління* станом екосистем, якістю води та біопродуктивністю водойм шляхом регулювання ключових гідрологічних процесів, явищ та характеристик.

У рамках вирішення першого завдання виділяються три блоки гідрологічних факторів: зовнішній водообмін, внутрішньоводоймна динаміка вод та гідрофізичні характеристики водних мас і дна.

Зовнішній водообмін являє собою основу формування водних мас, балансу та режиму розчинених та завислих речовин, біогенних елементів у воді та в донних відкладах, умов існування та життєдіяльності водних організмів, їх популяцій та угруповань. Він безпосередньо впливає на характер та інтенсивність хімічних і біологічних процесів у водоймі, на співвідношення процесів самозабруднення та самоочищення природних вод. Тому у будь-яких екологічних дослі-

дженнях водойм увага в першу чергу повинна звертатися на водний баланс та зовнішній водообмін. Існують деякі методичні особливості вибору адекватного показника зовнішнього водообміну, про що свідчать, наприклад, результати досліджень в Дніпровсько-Бузькій гирловій області. Так, для оцінки абіотичних умов в Дніпровсько-Бузькому лимані недостатньо враховувати загальноприйнятний показник – коефіцієнт (або період) водообміну за загальним притоком. Необхідно використовувати ще два коефіцієнти водообміну – по притоку річкових та морських вод [8], лише тоді можна чітко визначити співвідношення впливу на екосистему лиману прісних і морських факторів. Для вивчення впливу гідрологічного режиму на окремі заплавні водойми нижнього Дніпра коефіцієнт (період) водообміну не завжди є достатнім, бо не враховує фактор неповного змішування вод всередині водойми. У такому разі більш інформативним виступає коефіцієнт (період) водооновлення [10]. Він може бути важливим аргументом у кількісній оцінці очисного потенціалу гідрофітоценозів заплавної водойми гирлової ділянки Дніпра [12, 6].

Із динамічних явищ у водоймах головна роль у формуванні стану екосистем і якості води належить течіям, турбулентному перемішуванню, вітровому хвилюванню та коливанням рівня води. Серед завдань, що постають перед екогідрологією і можуть бути вирішеними з урахуванням режиму течій, виділяються декілька. Перше – оцінка рухливості водного середовища. Друге – визначення інтенсивності водообміну між окремими ділянками водойм. Третє – вплив циркуляції вод на розподіл водних мас акваторією. Існують й інші завдання, всі вони реалізуються шляхом поєднання натурних, розрахункових та модельних (математичних та фізичних) методів вивчення течій, і застосовувалися в екогідрологічних дослідженнях в Дніпровсько-Бузькій гирловій області.

Зокрема при оцінці самоочисної здатності лиману ми звернули увагу на те, що інтенсивність фізико-хімічних, мікробіологічних та гідробіологічних процесів, що приймають участь в самоочищенні водойми, в значній мірі залежить від рухливості водної маси. Вона прискорює розбавлення забруднюючих речовин, їх розпад, нейтралізацію, гідроліз тощо. Оскільки найбільший приріст впливу динаміки водної маси на інтенсивність перетворення речовин відбувається в діапазоні малих швидкостей течії [1], то, безумовно, витікає висновок, що у великих водоймах процес самоочищення відбувається досить інтенсивно. При швидкості течії 0,2 м/с (що досить вірогідно в Дніпровсько-Бузькому лимані) самоочисний потенціал водної маси в 20 разів інтенсивніший, ніж в стоячій воді.

Типовим прикладом другого завдання може бути оцінка водообміну між основною акваторією водойми та її мілководдями, зайнятими в більшості випадків угрупованнями вищої водної рослинності, котра в значній мірі впливає на якість води в водоймі. Так, площа

Дніпровсько-Бузького лиману, на якій розвивається водна рослинність, складає 4,6 тис. га або 5,2% загальної площі водойми [3]. У цій частині водойми зосереджено більш ніж 33 млн. м³ води. Так, нашими натурними та розрахунковими дослідженнями [11] встановлено, що із загального водообміну зарослих мілководь з лиманом, що складає 4,2 км³ за вегетаційний період, 75% обумовлено вітровими та компенсаційними течіями.

Течії та циркуляції вод, що ними формуються, є одним з факторів розподілу акваторіями водойм водних мас, із властивими їм фізичними, хімічними та біологічними характеристиками. Освоєння методів фізичного та математичного моделювання циркуляції вод дозволило нам [11] визначити, що відомі в океанології [2] закономірності досить відчутно спостерігаються і на континентальних водоймах типу лиману. А саме, встановлено, що крупні циркуляції вод утворюють основу ареалів багатьох планктонних видів. У Дніпровсько-Бузькому лимані, не дивлячись на помітний вплив водообміну з морем, найбільш сприятливі умови для скупчення планктонних водоростей складаються за рахунок типових циркуляцій у Центральному та Бузькому його районах.

Результати натурних досліджень на Дніпровсько-Бузькому лимані показують, що процес турбулентного *перемішування*, котрий регулює внутрішньоводоймний масообмін і, як наслідок, якість води та біопродуктивність, як і в інших мілководних водоймах, є анізотропним. Він характеризується постійним значенням коефіцієнта вертикальної турбулентної дифузії та перемінним коефіцієнтом горизонтальної турбулентної дифузії, котрий залежить від масштабу явища згідно з законом "ступеня 4/3". Це відкриває шляхи до розробки числових моделей гідрохімічного та гідробіологічного режимів.

За екологічною значущістю провідним серед *хвильових* процесів в Дніпровсько-Бузькому лимані, як і в інших мілководних континентальних водоймах, є вітрове хвилювання. Воно турбулізує товщу води, обмежує розповсюдження вищої водної рослинності, пригнічує функціонування планктонних організмів. Нами, наприклад, встановлена залежність глибини занурення основної маси фітопланктону від висоти вітрової хвилі [15]. У Дніпровсько-Бузькому лимані в окремих випадках значний вплив на функціонування екосистеми можуть справляти прямі та зворотні довгі хвилі та інші коливальні рухи водних мас.

Серед багатьох *гідрофізичних характеристик* водних мас і дна першорядне екологічне значення мають температура (тепло), вміст і склад зависів, оптичні параметри водних мас та склад і водно-фізичні властивості донних відкладів.

Визначення перерахованих екологічно значущих гідрологічних елементів входить в обов'язковий спектр досліджень в рамках першої задачі екологічної гідрології водойм. Такі роботи в гирловій об-

ласті Дніпра і Південного Бугу виконувались детально до 90-х років.

Досить суттєві успіхи досягнуті у вирішенні другого завдання екогідрології – встановленню кількісних залежностей, що описують *вплив гідрологічних процесів на водні екосистеми*. Серед багатьох успішних прикладів слід відзначити побудову залежності інтенсивності деструкції органічної речовини в Дніпровсько-Бузькому лимані від проточності дніпровською водою [16]; виявлення і оцінку прямого впливу водообміну на трофність, різноманітність фіто- і зоопланктону та газовий режим заплавлених водойм гирлової ділянки Дніпра [6, 7, 8]; визначення впливу циркуляцій вод на розподіл планктону по акваторіях лиману [15]; встановлення зв'язку кількості і біомаси фітопланктону з мутністю води; оцінку адсорбуючої здатності зависів різних фракцій відносно забруднюючих речовин, у тому числі важких металів, пестицидів, нафтопродуктів, фенолів тощо.

Об'єм сучасних розробок в області науково обґрунтованого *управління водними екосистемами* шляхом регулювання гідрологічних умов досить обмежений. І все ж визначено, що, змінюючи такі елементи водного режиму, як зовнішній і внутрішній водообмін, рівневий режим або швидкість течії, можна змінити біопродуктивність, самоочисну здатність та інтенсивність самозабруднення водойм або їх ділянок. На даний час нами сформовано методологію управління водними екосистемами, котра ґрунтується на визначенні балансу мобільної органічної речовини або розчиненого кисню в елементарному об'ємі води в міру його переміщення водоймом [14, 18].

Найбільш суттєвими в цьому плані стали досягнення в розробці моделі управління якістю води в дніпровських водосховищах та пониззі Дніпра, де водний режим регулюється попусками ГЕС. Так, для гирлової ділянки Дніпра створено систему управління якістю води та екологічним станом основного русла і багаточисельних заплавлених водойм на основі урахування динаміки співвідношення процесів самоочищення та забруднення органічною речовиною [4, 5, 17]. Встановлені та реалізуються на практиці (увійшли в нову редакцію Правил експлуатації дніпровських водосховищ) екосистемні, екологічні, цільові та екстремальні попуски Каховської ГЕС [9].

У цілому екологічна гідрологія, всі її головні завдання знаходяться в стадії активної розробки. Про це свідчить те, що в рамках шостої фази Міжнародної гідрологічної програми передбачено продовження розвитку в світі еколого-гідрологічних досліджень. Є надія, що Дніпровсько-Бузька гирлова область, як і раніше, буде об'єктом таких досліджень.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Бородавченко И.И., Зарубаев Н.В., Васильев Ю.С. и др. Охрана водных ресурсов.- Москва: Колос, 1979.- 247 с.

2. Виноградов М.Е. Пространственно-динамический аспект существования сообществ в океане / Биологическая продуктивность в океане.- Москва: Наука, 1997.- С. 14-23.
3. Клоков В.М., Журавлева Л.А. Абиотические и биотические элементы выделения структуры водной растительности в Днепровско-Бугском лимане / Круговорот веществ и энергии в водоемах.- Иркутск, 1981.- Вып.1.- С. 37-38.
4. Оксик О.П., Тимченко В.М., Полищук В.С. и др. Управление состоянием экосистемы и качеством воды в устьевом участке Днепра.- Киев:Випол, 1996.- 64 с.
5. Оксик О.П., Тимченко В.М., Полищук В.С. и др. Управление состоянием экосистемы и качеством воды в устьевом участке Днепра. Часть 2. – Киев:Випол, 1996.- 48 с.
6. Оксик О.П., Тимченко В.М., Карпова Г.А. Влияние водного режима на количественные показатели высшей водной растительности пойменных водоемов устьевого участка Днепра // Гидробиол. журн, 1997.- 33, №3.- С.3-10.
7. Оксик О.П., Тимченко В.М., Полищук В.С. и др. Закономерности продукционно-деструкционных процессов в пойменных водоемах устьевого участка Днепра при разном водном режиме // Гидробиол. журн., 1998.- 34, №3.- С.17-29.
8. Оксик О.П., Полищук В.С., Тимченко В.М. Зависимость биомассы фитопланктона пойменных водоемов устьевого участка Днепра от водного режима // Гидробиол. журн., 1998.- 34, №4.- С.45-50.
9. Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду/ Яцик А.В., Томільцева А.І., Яцик М.В. та ін.- Київ: Генеза, 2001.- 180 с.
10. Тимченко В.М., Гильман В.Л., Ярошевич А.Е. Водообмен и водообновление пойменных водоемов устьевой области Днепра.- В кн. Динамика и термика рек, водохранилищ и окраинных морей.- Москва, 1989.- С.125-129.
11. Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья.- Киев: Наук. думка, 1990.- 240 с.
12. Тимченко В.М. Коэффициент водообновления как эколого-гидрологический показатель пойменных водоемов устьевого участка Днепра // Гидробиол. журн., 1990.- 26, №4.- С.85-91.
13. Тимченко В.М. Экологическая гидрология: предмет, задачи, методы, опыт исследований в Украине // Гидробиол. журн., 1993.- 29, №4.- С.3-15.
14. Тимченко В.М., Оксик О.П. Управление водными экосистемами как перспективное направление экологической гидрологии // Гидробиол. журн., 1998.- 34, №4.- С. 120-128.
15. Тимченко В.М. Гидрологические факторы функционирования водных экосистем (на примере водных объектов Украины).- Дис.... д-ра геогр. наук, 1991.- 452 с.
16. Тимченко В.М., Полищук В.С. Оценка влияния речного стока на процессы самозагрязнения и самоочищения Днепровско-Бугского лимана.- Тез. докл. Всесоюз. совещания "Охрана природной среды морей и устьев рек".- Владивосток, 1986.- С. 46-47.
17. Timchenko V., Oksiyuk O., Gore J. A model for ecosystem state and water quality management in the Dnieper River delta // Ecological Engineering, 2000.- 16.- P. 119-125.
18. Timchenko V., Oksiyuk O. Ecosystem condition and water quality control at impounded sections of rivers by the regulated hydrological regime // Ecohydrology and Hydrobiology, 2002.- Vol. 2, # 1-2.- P. 259-264.

19. Zalewski, M., Janauer, G.A., Jolankai, G. Conceptual background. In: Zalewski, M., Janauer, G.A., Jolankai, G.[Eds] Ecohydrology: A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. International Hydrological Programme UNESCO, Paris, Technical Document in Hydrology 7.

УДК 597.2 :155.3 : (477)

ПРОБЛЕМА ЧУЖОРІДНИХ ВИДІВ У ІХТІОФАУНІ УКРАЇНИ

О.М.ТРЕТЯК – к.с.-г.н., Ю.О.ТОЛОКОННІКОВ – д.с.-г.наук, Інститут рибного господарства УААН

Навмисне або випадкове (несанкціоноване) переселення чужорідних видів водних організмів за межі їх нативного ареалу є одним з найважливіших антропогенних факторів впливу на екосистеми водойм. Найбільш інтенсивним розселенням гідробіонтів, у тому числі риб, характеризувалась друга половина ХХ століття [2]. Причин даного явища, що триває і нині, існує багато. Переважна їх більшість пов'язана із активізацією господарської діяльності, а саме: створенням контактів між раніше ізольованими водними басейнами; інтенсифікацією судноплавства; змінами гідрологічного режиму водойм у зв'язку з широкомасштабним гідротехнічним будівництвом; розвитком рибогосподарської діяльності.

У межах даної проблеми в зв'язку із сучасним станом та перспективами функціонування водних екосистем внутрішніх водойм України можна виділити низку актуальних аспектів, зокрема:

- трансформація видової структури іхтіоценозів водойм за рахунок поступового спонтанного розселення чужорідних видів риб;
- спрямована реконструкція іхтіокомплексів різних категорій внутрішніх водойм шляхом інтродукції чужорідних видів з метою створення високопродуктивних рибогосподарських угідь нагульного типу;
- розширення видової структури об'єктів культивування за рахунок нових та нетрадиційних видів риб та їх гібридних форм в ставовому та індустріальному рибництві;
- несанкціоноване переселення чужорідних видів риб.

Стосовно першого виду розповсюдження чужорідних видів риб, пов'язаного як з природними процесами в екосистемах водойм, так і з деякими із зазначених вище факторами антропогенного впливу, необхідно зауважити, що даний шлях біологічної інвазії є найбільш складним і одночасно найменш контрольованим [2,3]. Прикладом такого стихійного розповсюдження чужорідних видів риб може бути поступове розселення по каскаду дніпровських водосховищ видів, характерних раніше лише для Нижнього Дніпра та Дніпровсько-Бузької естуарної системи, зокрема: тюльки азовсько-чорноморської (*Clupeonella delicatula*); колючки триголкової (*Gasterosteus aculeatus*);

колючки малої південної (*Pungitius platygaster*); морської голки чорноморської (*Syngnathus nigrolineatus*); атерини чорноморської (*Atherina mochon pontica*); бичка-кругляка (*Neogobius melanostomus*); бичка-гонця (*Neogobius gymnotrachelus*); бичка-головача (*Neogobius kessleri*); бичка-пуголовки (*Benthophiloides brauneri*). Дане питання потребує проведення всебічного довготривалого моніторингу водних екосистем з урахуванням всього комплексу біотичних та абіотичних факторів середовища.

Що стосується наступного аспекту проблеми розповсюдження чужорідних видів риби, необхідно відзначити, що цілеспрямоване розширення видового різноманіття іхтіофауни внутрішніх водойм України відбулось, в першу чергу, за рахунок інтродукції рослиноїдних риби далекого східного комплексу (білий та строкатий товстолобики, білий амур), які складають основний резерв розвитку нагульного рибництва в країні. За умов виконання необхідних обсягів зариблення, тільки в дніпровських водосховищах їх щорічний вилов може становити понад 30 – 35 тис.т [1]. Серед потенційних об'єктів інтродукції в деякі види внутрішніх водойм України значний інтерес викликають також представники північноамериканської іхтіофауни – веслоніс (*Polyodon spathula*) і великоротий буфало (*Ictiobus surrynellus*), а у водойми з підвищеним рівнем мінералізації – комплекс евригалічних видів риби, в першу чергу, деякі представники кефалевих та камбалових. Водночас, введення інтродуцентів у іхтіокомплекси має здійснюватися виключно на основі ретельної і всебічної оцінки біопродукційного потенціалу конкретної водойми, вивчення стану популяцій місцевої іхтіофауни з погляду на можливу конкуренцію з об'єктами вселення та визначення сумарного можливого впливу штучно сформованих іхтіоценозів на гідробіонтів водойми загалом та на окремі групи організмів, а також з урахуванням ефективності вилучення вселенців промислом та їх здатності до самовідтворення.

Інтродукція нових для певної водної екосистеми видів риби може здійснюватись як з метою натуралізації вселенців, тобто, створення самовідтворювальних популяцій з наступним нарощуванням їх біомаси природним шляхом, так і для підвищення рибопродуктивності за рахунок регулярного зариблення водойм життестійкою молоддю видів, нездатних у даних екологічних умовах до самовідтворення, таких, наприклад, як далекого східного рослиноїдні риби. Перший із підходів використання чужорідних видів з екологічної точки зору є найнебезпечнішим і, на нашу думку, на сучасному етапі рибогосподарської експлуатації внутрішніх водойм України в цілому вже вичерпав себе. Найбільша небезпека при цьому може виникати в разі натуралізації чужорідних хижих видів риби, насамперед у випадках можливого їх широкого неконтрольованого саморозселення. У зв'язку з цим пріоритетними завданнями при введенні нових нетрадиційних об'єктів рибництва в сучасну аквакультуру України слід вважати по-

шук та рибогосподарське освоєння найбільш цінних високопродуктивних видів риби, призначених для культивування у контрольованих умовах ставових та індустріальних рибних господарств. При цьому першочергову увагу необхідно приділяти розвитку різних форм товарного вирощування таких нетрадиційних об'єктів рибництва, які за різними причинами (гідрологічний, температурний, гідрохімічний режими водного середовища тощо) виявляються нездатними до відтворення природним шляхом як у господарствах де їх утримують, так і у навколишніх водоймах, що виключає можливість неконтрольованого збільшення чисельності популяцій. До числа перспективних заходів, в цьому плані, можна віднести рибогосподарське освоєння веслоноса і деяких представників сигових риби в ставовій аквакультури та культивування окремих об'єктів високоінтенсивного індустріального рибництва на базі теплої скидної води промислових підприємств, зокрема таких представників тропічної іхтіофауни, як тіляпії та кларієві соми [1]. Значний інтерес викликає також можливість товарного вирощування штучно отриманих статеві стерильних форм чужорідних для іхтіофауни України видів риби.

Одночасно необхідно усіма можливими шляхами сприяти заходам реінтродукції рідкісних та зникаючих видів риби, зокрема, таких як стерлядь та вирезуб, у місця їх колишнього природного поширення. Важливою умовою успіху даних рибогосподарських заходів є відповідність сучасного стану екосистеми водойм біологічним вимогам певного виду риби. При цьому, на нашу думку, щодо реінтродукції стерляді для зариблення водойм, якщо це можливо, доцільно використовувати місцевий генетичний матеріал кожної конкретної популяції.

Окремої уваги заслуговують випадки привнесення в іхтіоценози наших внутрішніх водойм дрібних тугорослих та малоцінних видів риби, що не мають господарського значення, зокрема: представників далекосхідної іхтіофауни – амурського чабачка (*Pseudorasbora parva*) та ротана (*Percottus glehni*), а також кількох північноамериканських видів – карликового сомика (*Ictalurus nebulosus*) та сонячної риби (*Lepomis gibbosus*). Їх розселення є прикладом несанкціонованого переселення гідробіонтів в результаті недоліків акліматизаційної роботи, значних змін гідрологічного та біологічного режимів водойм у результаті гідротехнічного будівництва, екологічно небезпечної діяльності акваріумістів тощо.

Усі з названих видів риби характеризуються високою екологічною пластичністю та підвищеною життєстійкістю, легко адаптуються до змін умов навколишнього середовища.

Актуальність даної проблеми, крім можливого негативного впливу зазначених “смітних” риби на іхтіофауну аборигенних видів, пояснюється їх розповсюдженням у ставових рибних господарствах різних регіонів країни, де вони вступають в напружені конкурентні взаємовідносини з культивованими об'єктами рибництва, суттєво

зменшуючи “корисну” рибопродуктивність водойм [3]. Зокрема, амурський чабачок, схильний до інтенсивного відтворення чисельності та невибагливий до умов середовища, в окремих випадках складає до 20% і більше в рибопродукції вирощувальних та нагульних ставів.

Разом з тим, обмеженість даних щодо особливостей біології, стану популяцій, розповсюдження та можливого впливу вищеназваних вселенців на природні та штучно сформовані іхтіоценози, створюють серйозні перешкоди в розробленні конкретних дійових заходів, спрямованих на зниження їх негативної дії, як в аквакультурі, так і природних екосистемах. За даними Інституту рибного господарства УААН, популяції амурського чабачка існують в межах усього каскаду дніпровських водосховищ, найбільш чисельні вони на Каховському водосховищі. Даний вид також є характерним для “смітної” іхтіофауни більшості ставових господарств країни. Локальні популяції ротана та карликового сомика виявлені нами, відповідно, в деяких ставових господарствах Прикарпаття та Закарпаття. Сонячна риба зареєстрована в нижній частині Каховського водосховища.

Поряд із проблемами присутності чужорідних видів риб в іхтіофауні України викликають інтерес факти наявності інших груп чужорідних гідробіонтів, зокрема безхребетних та рослинних організмів. Серед компонентів “біологічного забруднення” значний інтерес викликає привнесення чужорідних патогенів інфекційних та паразитарних захворювань риб.

На підставі вищевикладеного можна рекомендувати проведення низки заходів та спеціальних наукових досліджень за такими основними напрямками:

1) дослідити сучасну ситуацію щодо наявності чужорідних видів риб у різних категоріях водойм України;

2) розробити концепцію та відповідні рекомендації щодо поводження з чужорідними видами риб з урахуванням пріоритетів розвитку рибного господарства та необхідності збереження біорізноманіття водних екосистем;

3) вивчити еколого-біологічні особливості чужорідних “смітних” видів риб та розробити заходи боротьби з ними в умовах ставових господарств різних фізико-географічних зон;

4) визначити вплив малоцінних чужорідних видів риб на біоценози природних водойм та штучно створених водних об’єктів;

5) здійснити пошук та розробити рекомендації щодо екологічно безпечного рибогосподарського освоєння цінних інтродуцентів в аквакультурі України;

6) розробити рекомендації щодо реінтродукції зникаючих видів риб в екосистеми внутрішніх водойм України;

7) вивчити ситуацію щодо “біологічного забруднення” біоценозів внутрішніх водойм України чужорідними патогенами інфекційних та

інвазійних захворювань риб.

Актуальність визначених завдань обумовлена необхідністю виконання окремих положень Конвенції про біологічне різноманіття та Закону України “Про тваринний світ”. Їх виконання доцільно здійснювати комплексно із залученням науково-дослідних інститутів та університетів, за наявності спеціалізованих лабораторій і кафедр, що займаються вивченням питань функціонування водних екосистем.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Гринжевський М.В. Аквакультура України. – Львів: Вільна Україна, 1998. – 364 с.
2. Шерман И. М., Шевченко В. Ю. Современное состояние и перспективы внедрения веслоноса в аквакультуру Украины. //Сучасні інформаційні та енергозберігаючі технології життєзабезпечення людини. Збірник наукових праць. К.: Леся.- 2001.- Вип. 9.-С. 146-149.
3. Шевченко В.Ю., Корнієнко В.О. Досвід культивування веслоноса на півдні України // Рибне господарство України. – 2002. – №5. – С.23-24.

УДК 594.3+564.3(477)+(477.7)

**ЕКОЛОГО-ЗООГЕОГРАФІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ФАУНИ МОЛЮСКІВ
ПІВНІЧНОЇ ЧАСТИНИ АЗОВСЬКОГО МОРЯ**

**І.А.ХАЛІМАН – Таврійська ДАТА, м.Мелітополь,
В.В.АНІСТРАТЕНКО – к. б. н., с. н. с., Інститут зоології НАНУ**

Північна частина Азовського моря і прилеглі лимани (Таганрозький, Молочний, Утлюцький) населені моллюсками прісноводного, солоноватоводного („каспійського”) і морського походження. Вони складають тут до 90% біомаси бентосу, що забезпечує високу продуктивність цих водойм (Карпевич, 1933). Цім зумовлена важливість вивчення особливостей поширення та екології регіону. Екологія моллюсків Азовського моря вивчена поки що недостатньо.

Добре відомо, що разом із іншими бентосними безхребетними моллюски розподілені в прибережній смузі моря, навіть в межах порівняльно обмежених ділянок, дуже нерівномірно. Якісний та кількісний склад поселень моллюсків залежить від ряду факторів, головними з яких є фізико-хімічні властивості води та характер ґрунту. Не до кінця з'ясовано також якісний склад фауни моллюсків щодо їх генезису і зоогеографічної приналежності.

Головною метою даного сповіщення є викладення оригінальних результатів вивчення кількісного та якісного складу моллюсків зазначеного регіону в залежності від конкретних умов середовища. Вважємо за доцільне також обговорити сучасні уявлення про генезис та зоогеографічну належність малакофауни всього регіону Азово-Чорноморського басейну.

Матеріал і методика. В основу роботи покладено власні спостереження та кількісний матеріал, зібраний на 12 станціях північно-західного узбережжя Азовського моря і 11 станціях у Молочному лимані за 2000 – 2003 рр. Для якісної характеристики малакофауни використано також матеріали з колекції Інституту зоології НАН України, які зібрано за період з 1987 р.

Проби відбирались загальноприйнятими гідробіологічними методами. Солоність оцінювали за вмістом іонів хлору, який визначали титруванням.

Результати досліджень. З часу фундаментальних досліджень фауни Азовського моря інтерес до молюсків за останній час поновився. Особливе значення сьогодні набувають дослідження екологічної пластичності молюсків при різких змінах головних чинників середовища (сольового, газового стану води), ґрунтів і т. ін.

У донних біоценозах Азовського моря і прилеглих лиманів молюски представляють собою головну частину трофічних ланцюгів. Вони суттєво залежать від гідрологічного і гідрохімічного режимів та характеру ґрунтів. У кількісному відношенні в межах всіх вивчених нами біоценозах переважають молюски-епібіонти. Очевидно, що характер ґрунту є одним із основних факторів, визначаючих можливість існування тих чи інших видів молюсків. Як свідчать наші спостереження, а також літературні дані, більшість видів донних біоценозів Азовського моря єврїтопні у відношенні до типу ґрунту.

Важливий фактор "температура придонного шару" води діє на молюсків як безпосередньо, так і опосередковано. Узимку 1998 року прибережна частина Азовського моря промерзла до глибини 70-80 см, що призвело до масової загибелі молюсків. Подібні вимерзання в літоральній зоні спостерігалися також узимку 1954 і 1967 рр. Тоді це призвело до масового відмирання представників як епі-, так і ін-фауни з наступними заморами, які мали місце внаслідок отруєння сірководнем.

Улітку 2001 р. протягом 15 діб температура повітря перевищувала позначку 50° С, що призвело до сильного замору в центральній частині моря. Замор також розвинувся і влітку 2002 р., але був не такий тривалий. Більшість видів молюсків північної частини Азовського моря і прилеглих лиманів оселяються на твердих ґрунтах мілководдя і, ймовірно, можуть вважатися типовими стенобатно-прибережними організмами, оскільки формують поселення максимальної щільності на глибинах до 2 метрів (таб. 1).

Характеризуючи плавневі ділянки Молочного лиману, необхідно відмітити їх невисоку біологічну продуктивність. Гіперакумуляція органічних речовин, а також продуктів їх мінералізації створюють умови які непридатні для існування більшості молюсків. Ці тварини не відносяться до бентосних форм, які спроможні швидко змінювати місце перебування, тобто мають низьку вагільність. Тому вони дуже

уразливі до таких чинників середовища, як характер ґрунту і солоність води. Гідрологічний режим Молочного лиману формується під впливом притоку прісних вод річок Молочна і Ташенак, материкового стоку, а також системи течій, які формуються вітрами, переважно північного, північно-східного та східного напрямків. Внаслідок мілководності води лиману добре перемішуються і тому солоність та температура їх достатньо вирівняна. Умови узбережної смуги лиману сильно мінливі внаслідок різких коливань рівня води, особливо в літній та зимовий періоди.

Таблиця 1 – Кількісні характеристики поселень молюсків у південно-західній частині Азовського моря і прилеглих лиманів (2002р.)

Місце та номер станції, дата.	Глибина, м	Характер ґрунту	Температура води (°С)	Солоність, г/л	Біомаса (середня за трьома пробами), г/м ²
Азовське море, Федотова коса. Ст. 4, 15.11.02	2,00	пісок-ракушник	9	13,76	63
Азовське море, Федотова коса. Ст. 9, 15.11.02	1,90	пісок	9	13,70	86
Утлюкський лиман. Ст. 12, 15.11.02	1,80	пісок-ракушник, рослинність	10	14,33	55
Утлюкський лиман. Ст. 13, 15.11.02	1,80	мул-ракушник	9	14,30	30
Молочний лиман. Ст. 9, 11.11.02	1,50	мул-ракушник	11	42,03	38,0
Молочний лиман. Ст. 10, 11.11.02	1,96	чорний мул	10	41,93	0,8
Молочний лиман. Ст. 11, 11.11.02	2,03	сірий мул	9	41,87	3,5

Матеріал, зібраний нами в Молочному лимані показує, що кількісно малакофауна тут представлена головним чином двостулковими молюсками. Молюски класу *Gastropoda* не відіграють значної ролі в біомасі, хоча вони складають значно більшу частку в загальній чисельності цих тварин (табл. 2). Велика кількість рослинного детриту, що вносять річки Молочна і Ташенак, створюють сприятливі умови для існування таких фільтраторів як *Cerastoderma clodiense*, *Abra*

ovata, *Mytilus galloprovincialis*, *Mya arenaria* та ін. Вони мешкають переважно в прибережній зоні оскільки є представниками інфауни, які закопуються в самий поверхневий шар ґрунту. Сильно замулене дно центральної і південної частин Молочного лиману складає несприятливі умови для їх існування. В осінніх пробах 2002 р., які було взято в прибережжі і центральній частинах лиману, щільність поселень цих видів різко зменшується із зростанням глибини.

Біомаса видів роду *Hydrobia*, а також *Pseudopaludinella Thalassobia* дуже низька, але щільність їх поселень дуже значна – на окремих ділянках до 580 екз/м².

Таблиця 2 – Деякі екологічні характеристики поселення молюсків в Молочному лимані

Місце та номер станції, дата.	Глибина, м	Характер ґрунту	Температура води (°C)	Щільність поселення (за трьома пробами), екз./м ²	
				Bivalvia	Gastropoda
Північна частина. Ст. 1, 25.11.02	0,5	мул-ракушник	7	40	180
Північно-західна частина. Ст.2, 25.11.02	1	мул	6	25	190
Центральна частина.* Ст.9, 7.11.02	1,5	мул-ракушник	8	11	270
Центральна частина.* Ст.10, 27.11.02.	1,90	чорний мул	9	10	196
Північна частина. Ст. 1, 30.01.03	0,25	сірий мул-ракушник	2	-	30
Північно-західна частина. Ст.2, 30.01.03	0,5	мул	2	5	45
Центральна частина.* Ст.9, 30.01.03	1	мул-ракушник	3	15	120
Центральна частина.* Ст.10, 30.01.03	0,9	чорний мул	3	12	90

*- проти вустя р. Молочної.

У зимових пробах (січень 2003 р.) кількість двостулкових молюсків в центральній частини лиману дещо зростає, що, імовірно, пов'язано з температурним чинником, так як на багатьох ділянках

прибережжя Молочного лиману вода промерзла до самого дна. Можливо, уникаючи цього, молюски намагаються мігрувати на більш глибокі ділянки водойма. Необхідно зазначити, що в січні 2003 року нами було відмічено сильний запах сірководню, що свідчить про явища замору.

У фауні Азовського моря нині нараховується 70 видів молюсків; практично всі вони характерні також для чорноморської фауни. Клас червононогих молюсків (Gastropoda) представлений 47 видами черепашкових гастропод, з яких найбільш чисельними є представники підкласу Pectinibranchia. Максимальне видове різноманіття в Азовському морі, а також у прилеглих лиманах характерне для ряду Rissoiformes – 20 видів. Клас двостулкових молюсків (Bivalvia) представлений 23 видами. Найбільш численним тут є ряд Venerida – 17 видів [2,7].

Серед молюсків Чорного і Азовського морів так звані „каспійські” або „пonto-каспійські” види складають другий за чисельністю фауністичний комплекс після групи видів-іммігрантів із Середземного моря.

В Азово-Чорноморському басейні до червононогих молюсків ponto-каспійського комплексу, зокрема належать 2 види роду *Caspihydrobia* з родини Hydrobiidae і всі 20 видів родини Pyrgulidae: 4 види *Caspia* та 16 видів *Turricaspia*. Вони населяють низові ділянки крупних річок і їх лимани. Ці ділянки складають Таганрозьку і Західно-Чорноморську лиманні провінції Пonto-Каспійської солонуватоводної області. Характерною рисою, загальною для усіх цих видів є приуроченість до вод, солоність яких не перевищує 5-7 ‰ [2,5].

Усі *Caspia* ендемічні для Азово-Чорноморського басейну, а серед *Turricaspia* 4 види є загальними із Каспійським морем [1,4]. Таким чином чином, 18 видів із 22 ponto-каспійців (82 %) є ендеміками регіону. Більш високий рівень ендемізму не був відомий дотепер ні в який інший групі тварин Пonto-Каспійського басейну. Імовірно, це свідчить про довготривалий, автохтоний розвиток цього комплексу видів в басейнах-попередниках Чорного і Азовського морів в міоценовий і пліоценовий час.

Є прямі палеонтологічні докази, що під час карангатської трансгресії солонуватоводна фауна не була знищена повністю. Прикладами можуть слугувати матеріали за дельтами Дніпра і Дунаю, де в синхронних відкладах знайдено характерні карангатські молюски, а також і багато сучасних лиманних форм. Серед Новоевксинських молюсків релікти Древньоєвксинського і навіть Куяльницького басейнів різко переважають над каспійськими іммігрантами, що доводить лише дуже обмежений приток фауни останніх напередодні новоевксинського часу [6,8].

Нами одержано також конкретні палеонтологічні дані, які дають підстави вважати, що значна частина рецентних молюсків родини

Pyrgulidae Азово-Чорноморського басейну є нащадки тих видів, які мешкали в міоценових і пліоценових водоймах регіону, тобто задовго до формування тут сучасної фауни каспійського типу [3]. Співставлення конхологічних ознак цих вимерлих і тепер існуючих в регіоні видів показує, що всі кимерійські види *Turricaspia* більш схожі із сучасними видами *T. (Laevicaspia)*, *T. (Caspella)* і *T. (Oxypyracula)*, які мешкають в Азово-Чорноморському басейні, чим із видами тих самих підродів, котрі мешкають в Каспії. Останнє означає, що, найменше види підродів *T. (Laevicaspia)*, *T. (Caspella)* і *T. (Oxypyracula)*, які нині населяють Азово-Чорноморський басейн (а це 12 видів із 16 видів *Turricaspia*), імовірно, прямо пов'язані із древньою фауною азово-чорноморських піргулід, а не з плейстоценовими іммігрантами із Каспійського моря.

У складі видів понто-каспійського комплексу, що нині мешкають в Азово-Чорноморському басейні є також види, конхологічно і анатомічно тотожні тим, що мешкають в Каспійському морі. Ця група включає 4 види підроду *T. (Clessiniola)*, котрі тільки і можуть, на наш погляд, вважатися тими дійсними "каспійцями", що вселилися в Азово-Чорноморський басейн в пізньоплейстоценову добу.

У результаті, на нашу думку, рецентні види *Turricaspia* в Азово-Чорноморському басейні слід розглядати як комплекс різних за походженням видів. Одна частина (менша – 4 види з 16, тобто 25 %) явно пов'язана з каспійськими видами и, очевидно, являється іммігрантом плейстоценового часу із Каспія. Друга (більша – 12 видів із 16, тобто 75%) має коріння в верхньоміоценових або пліоценових басейнах-попередниках Чорного і Азовського морів і повинна розглядатися як автохтона і водночас реліктова фауна солонуватоводного Понтичного або навіть Меотичного озера-моря, яке займало Чорноморську улоговину в міоцені або пліоцені.

Висновки.

Гідрологічний режим північного узбережжя Азовського моря зберігає характерні риси відкритого моря.

Головними чинниками, які визначають розподілення молюсків в бентосних угрупованнях є характер ґрунту, метеорологічні умови і материковий стік.

Максимальне розпріснення спостерігається навесні, максимальне осолонення – влітку.

Гетерогенний зоогеографічний склад молюсків регіону свідчить про довготривалий розвиток цієї фауни в межах басейну. Наявність багатой ендемічної фауни гастропод дозволяє вважати їх нащадками древньої фауни Понтичної або навіть Меотичної доби.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Алексенко Т.Л., Старобогатов Я.И. Виды Caspia и Turricaspia (Gastropoda Pectinibranchia Pyrgulidae) Азово-Черноморского бассейна // Вестник зоологии. – 1987. – № 3. – С. 32-39.
2. Анистратенко В.В. Некоторые аспекты природоохранных исследований на примере гребнежаберных моллюсков Азово-Черноморской акватории // Оптимізація природно-заповідного фонду України. – Київ: Інститут зоології НАН України, 1994. – № 1. – С. 50-55.
3. Анистратенко В. В., Гожик П. Ф. Моллюски семейств Neritidae, Viviparidae, Lithoglyphidae и Pyrgulidae (Gastropoda, Pectinibranchia) из киммерийских отложений Абхазии // Вестн. зоологии. -1995. -№ 1. -С.3-13.
4. Анистратенко В.В. , Стадниченко А. П. Литторинообразные. Риссоидобразные (Littoriniformes. Rissoiformes). Фауна Украины: В 40-ат. Т.29: Моллюски: Вып. 1. – кн.2. – К.: Наук. думка, 1995 (1994). – 175 с.
5. Голиков А.Н., Старобогатов Я.И. Класс брюхоногие моллюски – Gastropoda Cuvier, 1797 // Определитель фауны Черного и Азовского морей. – К.: Наук. думка, 1972. – Т.3. – С. 65-166.
6. Григорьев Б.Ф., Гожик П.Ф. К вопросу о происхождении “каспийской” фауны моллюсков лиманов северо-западного Причерноморья // Моллюски их система, эволюция и роль в природе. – Л.: Наука, 1975. С. 62-64.
7. Халиман И.А. Дополнения к фауне моллюсков Азовского моря // Вестн. зоологии. – 2002. -36, № 6. – С. 77-79.
8. Litvinenko D. P., Anistratenko V. V. Some new data on Prosobranch gastropods from Neoeuxinian deposits of Lake Yalpuq // Abstracts, World Congress of Malacology, Washington, D.C., 25-30 July 1998 (R. Bieler & P. M. Mikkelsen eds.). -1998. -P. 193.

УДК: 594. 125 (477) + 574. 55

**АРЕАЛ МОЛЮСКІВ ДРЕЙСЕН В УКРАЇНІ ТА ПЕРСПЕКТИВА
ЇХ ВИКОРИСТАННЯ У ВИГЛЯДІ БІОРЕСУРСУ**

Т.А.ХАРЧЕНКО – д.б.н.,

А.В.ЛЯШЕНКО – к.б.н.,

Ю.М.ВОЛКОВ – м.н.с.,

К.Є.ЗОРИНА-САХАРОВА – Інститут гідробіології НАНУ

Дрейсени належать до масових двостулкових моллюсків водойм Євразії. В останні двадцять п'ять років минулого сторіччя вони з'явилися і на Північно-Американському континенті, де кількісні показники їх розвитку у водних екосистемах відрізняються досить високими величинами. З життєдіяльністю популяцій дрейсен пов'язані такі найважливіші функціональні характеристики водних екосистем як самоочисна спроможність та біопродукційний потенціал. Присутність цих моллюсків у водоймах, які використовуються як джерела водопостачання різних сфер виробництва, часто обумовлює біоперешкоди у водному господарстві. Тобто біологія виду у даному випадку безпосередньо пов'язана із економічними проблемами, оскільки на

ліквідацію біоперешкод від обростань, а також подальших наслідків цього явища витрачаються значні матеріальні ресурси [11,13]. Таким чином, дрейсена як об'єкт досліджень викликає певний науковий інтерес і з точки зору розвитку теорії функціонування водних екосистем і з позицій практичного характеру, пов'язаного з водокористуванням і водопостачанням.

Оцінюючи масштаби розвитку цих моллюсків у водоймах і водотоках України, еколого-фізіологічні можливості виду, здатного до швидкого накопичення біомаси і концентрації чисельності до десятків тис. екз./м², в останні роки виглядає перспективним підхід використання дрейсени у вигляді об'єкту нетрадиційного біоресурсу прісних вод [2].

До роду *Dreissena* відносяться декілька видів і підвидів двостулкових моллюсків. Всі вони мають каспійське походження. В прісних водах зустрічаються тільки два з них – *Dreissena polymorpha* (Pall.) та *D. bugensis* Andr. Перший вид – *D. polymorpha* – один з найбільш відомих моллюсків прісноводних екосистем. Взагалі, коли мова ведеться про дрейсену, мається на увазі саме цей вид, оскільки він відрізняється високими показниками чисельності та біомаси і характеризується значно ширшим за інші види ареалом. *Dreissena polymorpha* (в буквальному перекладі – дрейсена багатоформенна) має і ряд інших назв: мандрівна черепашка, дрейсена річкова, смугастий моллюск або зебра та ін. Цей вид теперішнім часом дуже широко розповсюджений не тільки в прісних водах України, а й у водоймах Європи, що відносяться до басейнів Каспійського, Чорного, Балтійського, Білого, Північного і почасти Середземного морів, а також Атлантичного океану [11]. Зустрічається ця дрейсена також у водоймах Малої Азії та західного Казахстану, де сформувались популяції сталого характеру і проявляється тенденція до росту їх чисельності.

Як сказано вище, наприкінці 80-х – початку 90-х років минулого сторіччя, з'явилися повідомлення щодо знахідок дрейсен у Північній Америці, зокрема у Великих озерах, річках і водоймах їх басейнів [15]. Таким чином, зараз відомо, що дрейсена спромоглася перетнути Атлантику і почала розповсюджуватись в водоймах Західної напівкулі. При цьому її появлення у цих водоймах носило “вибухоподібний” характер. Вже через три роки після перших знахідок чисельність моллюсків досягла показників 7–10 тис. екз/м² [16]. Такий масовий розвиток дрейсени в умовах нових місцеперебувань спостерігався і раніше, тепер вже остаточно доведено, що це є екологічною ознакою виду, коли він виступає в якості спонтанного вселенця. Так, ще А.Тінеманн [17] вказував на несподіване зростання чисельності дрейсени у водоймах протягом двох-трьох років після першого її там появлення. Таке ж явище спостерігалось і при розвитку дрейсени в оз. Балатон (Угорщина), і при її появі в оз. Ветер-Зеє (Австрія), при

заселенні цими моллюсками акваторій оз. Гарда та Вельвестіно (Італія) і в багатьох інших водоймах. Саме такі характеристики розширення ареалу виду притаманні для більшості каналів і зрошувальних систем півдня України. Теперішнім часом вже не викликає сумніву той факт, що коріння американської популяції цих моллюсків знаходяться в Україні [19]. Саме з якогось із наших портів корабель, що був завантажений баластними водами прибув до оз. Сент-Клер (Канада) десь у період 1984–1986 рр., від цієї дати і почалося розповсюдження дрейсени водоймами і водотоками Північної Америки.

Беззаперечним доказом цього факту є те, що в американських водоймах зустрічаються два види дрейсен – поліморфна та бузька. І якщо перший вид має досить широкі межі ареалу, то другий у своєму розповсюдженні ще на початку ХХ сторіччя був обмежений тільки Дніпровсько-Бузьким лиманом та прилеглими опрісненими акваторіями чорноморського шельфу [9]. З 1941 р. бузька дрейсена почала зустрічатись у Дніпровському (тепер Запорізькому) водосховищі і в подальшому, внаслідок створення на Дніпрі каскаду ГЕС і трансформації реофільних річкових умов на лімнофільні, що притаманні водосховищам, цей вид почав домінувати у складі бентосу і перифітону всіх дніпровських водоймищ, витискаючи при цьому існуючу тут раніше *D. polymorpha* [1]. Та, незважаючи на велику кількість публікацій щодо розповсюдження бузької дрейсени акваторією та водотоками України, залишається ще багато нез'ясованих питань. Так, відомо, що північні межі розповсюдження цього виду у басейні Дніпра обмежуються Київським водосховищем, у Верхньому Дніпрі та Прип'яті бузька дрейсена не зустрічається. Але в той же час цей вид був домінуючим у бентосі водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС і є домінуючим у теперішній час, після зупинення роботи цієї станції внаслідок антропогенної катастрофи [10]. Тобто у водойми-охолоджувачі і зараз представлені два види дрейсен, а у р. Прип'ять, з якої відбувався водозабір для охолодження агрегатів станції, в наявності був тільки один вид, а саме – *D. polymorpha*.

Аналогічна картина спостерігалась і у верхньому Дністрі. Після зарегулювання цієї ріки у 1987 р. і створення каньйонного глибоководного Дністровського водосховища, в бентосі і перифітоні цієї водойми почали зустрічатись два види дрейсени – поліморфна та бузька, на відміну від нижче розташованих ділянок Дністра, в яких і надалі була представлена тільки *D. polymorpha* [3]. Взагалі звідки з'явилась у Дністрі бузька дрейсена залишається нез'ясованим, адже до зарегулювання цього виду в річці не було. У подальшому ця локальна популяція *D. bugensis* розширила межі свого розповсюдження в південному напрямку вниз за течією Дністра і вже у 1998 р. два види дрейсени – поліморфна та бузька у співвідношенні 9:1 були представлені у пониззі Дністровського лиману [7].

Як було відмічено, поява дрейсени у будь-якій водоймі носить

“вибуховий” характер, тобто протягом якихось 2–3 років катастрофічно зростають показники чисельності та біомаси молюсків, а перед водокористувачами постає проблема біоперешкод у водопостачанні внаслідок інтенсифікації біообростань. Витоки цього негативного явища знаходяться в еколого-біологічних аспектах розмноження молюсків.

Дрейсени, як і інші види двостулкових молюсків каспійського походження, зберегли важливу еволюційну ознаку морських форм – розмноження за допомогою планктонних личинок-велігерів. Саме цей елемент у життєвому циклі розвитку організму є одним з основних, що сприяє швидкому освоєнню дрейсенами нових місцеперебувань. Строки розмноження молюсків тісно пов’язані із температурним фактором [8], доведено, що дрейсени починають розмножуватись при підвищенні температури води до 10–15° С. Як правило, такі температурні умови водоймам України притаманні наприкінці квітня – початку травня. Саме в цей період у дорослих особин спостегігається підвищення метаболізму майже у 3 рази. У будь-якій водоймі нашої країни заселеної дрейсенами, нерестовий період цих молюсків значно розтянутий у часі, що пояснюється порційним характером та різними строками статевого дозрівання окремих розмірно-вікових груп, що формують популяцію. Личинки зустрічаються в планктоні з травня по жовтень, при цьому спостерігається декілька сплесків їх масової чисельності (від десятків тисяч до мільйонів на 1 м³ води). Таких підвищень чисельності велігерів у планктоні у наших водоймах може бути від одного до трьох на рік і навіть більше, залежно від географічної широти знаходження водойми, її призначення, а також кліматичних умов конкретного року спостережень [12].

Життєва форма у вигляді планктонної стадії існує одну-дві декади і тільки у деяких випадках, коли температура води знижується, розвиток може затримуватися, і тоді час перебування у планктоні збільшується. Прикріплюючись з достатньою міцністю до субстрату за допомогою так званої бісусної нитки, що виробляється одноіменною залозою, молюски утворюють на його поверхні багаточаровий оброст, який у подальшому і є причиною біоперешкод у водопостачанні [2,4].

В окремих випадках молоді особини дрейсен (цьогорічки), що осіли на підводну поверхню, можуть від неї відокремитись за допомогою ноги, яка є в наявності у більшості двостулкових молюсків. Вони пересуваються з місця на місце, обираючи для себе подальші оптимальні умови існування, але вже більш дорослі молюски до цього малоздатні, бо існують не поодинці, а в межах структури надорганізмного рівня, що зветься друзою [2,8].

Розвиток дрейсени на субстраті, до якого прикріпилась личинка, пов’язаний із її ростом, тобто із збільшенням лінійних розмірів черепашки і показників маси тіла. Інтенсивність росту залежить від бага-

тьох факторів: віку молюсків, сезону року і температури води; велике значення мають також забезпеченість їжею, тобто енергопостачання, кисневий режим водойми, її проточність тощо.

Проведені дослідження стосовно росту дрейсени в каналах півдня України довели [8], що взаємозв'язок лінійних розмірів і маси тіла окремих особин відповідає наступній залежності:

$$W = (0,00022 \pm 0,00009) L^{2,73 \pm 0,14}, \quad (1)$$

де W – маса молюска, г; L – довжина черепашки, мм.

При цьому лінійний ріст молюсків описується рівнянням:

$$L_t = 35,0 (1 - e^{-0,62t}) \quad (2)$$

Приріст маси в процесі росту підпорядковується такій залежності:

$$W_t = 3,61 (1 - e^{-0,62t})^{2,73} \quad (3)$$

У рівняннях (1–3) t – проміжок часу, що дорівнює одному року, e – основа натуральних логарифмів.

В останніх двох рівняннях показник ступеню ($k = 0,62$) є константою росту. Якщо його порівняти, з аналогічними показниками для дрейсени з інших водойм в межах ареалу, то виявляється, що він по абсолютній значущості один із найбільших. Тобто на півдні України дрейсена росте набагато швидше, ніж у будь-якій іншій частині її ареалу в Європі. Тому саме в цьому регіоні відкриваються широкі можливості для культивування дрейсени з метою отримання біоресурсної сировини.

Для кожного вікового угруповання моллюсків характерний свій темп росту, який також, як і розмірний склад цьогорічної генерації, залежить від часу осідання велігерів. Найбільші розміри на кінець вегетаційного сезону із складу цьогорічновіків мають молюски, що прикріпились до субстрату наприкінці травня – початку червня або ще раніше, тобто ті особини, що вивелись із личинок у період першого масового розмноження. Ці молюски протягом вегетаційного сезону досягають розмірів 12–14 мм і більше, частина з них навіть стають статевозрілими і можуть включатися в окремі теплі роки в процес розмноження вже наприкінці цьогорічного розвитку.

Спостереження за ростом дрейсени на другому році життя показують, що темп приросту черепашок також залежить від температури і корелює із теплим періодом року (квітень-вересень). Наприкінці другого літа життя середні розміри молюсків досягають 16-20 мм, максимальні – 22 мм довжини. Саме ця розмірна група відрізняється підвищеною життестійкістю відносно негативних чинників.

Важливою особливістю дрейсен є те, що в них відсутня вибірність щодо субстрату прикріплення. Личинки можуть осідати на будь-яку тверду підводну поверхню (каміння, щільний ґрунт, дерево, бетон, залізо, скло, інші антропогенні субстрати, що потрапляють у водойми: пластмаси, старі шини, пляшки, покинуті рибальські сітки, консервні банки і таке інше), а також на тверді частини водної рослинності, на інших крупних молюсків та ракоподібних [11]. Виходячи

з цього, простежується певна перспективність використання дрейсени для культивування. Із наведеного переліку субстратів завжди можна вибрати найбільш практичний і дешевий, що в свою чергу значно зменшить об'єми капітальних вкладень та поточних витрат на організацію господарств, орієнтованих на аквакультуру дрейсени.

Спроможність дрейсени до утворення значної біомаси на невеликих за розміром площах відкриває широкі можливості не тільки у напрямку її культивування, а й використання у вигляді промислового об'єкту з подальшим виготовленням сировини для кормів, насамперед, риbam.

Без попередньої обробки дрейсена, як правило, не може споживатися рибою і тільки виключно молюскоїдні види спроможні на це [2,13]. Але в колоніальному вигляді (в друзах) ці молюски малодоступні і для них. Крім того, перепороною у споживанні для бентофагів служить і черепашка, що є особливо міцною у крупних особин. Наприклад, такі риби як короп або сечуга (стерлядь), можуть споживати дрейсен максимальних розмірів 14-17 та 5-7 мм відповідно [5]. Тому перш, ніж використовувати молюсків для годівлі риби, їх необхідно піддати первинній обробці. У тілі дрейсени велику частку складають черепашка та рідина, що заповнює мантийну порожнину. Загалом сухий залишок (разом із черепашкою) складає у дрейсени 42,7 – 53,7 % від маси живої особини, при цьому вміст органічних речовин дорівнює 18,3 – 27,1% , а калорійність – 0,9–1,2 ккал / г [5].

Можна виділити три основних способи використання та підготовки дрейсени на корм риbam:

- живу дрібну дрейсену (до 10 мм) згодовують коропу, бестеру, осетру, підготовка сировини полягає в подрібненні колоній, при цьому живу дрейсену можна розглядати тільки як підкорм і використовувати поряд з іншими високоцінними кормами;

- свіжу подрібнену дрейсену можна згодовувати бентофагам (короповим та осетровим) протягом всього сезону, але таку дрейсену слід розглядати тільки як підкормом;

- використання пасти із сирової або вареної дрейсени у складі інших високоцінних кормосумішей, яка споживається осетровими, лососевими, сиговими, короповими. Оптимальний склад кормосумішей наступний (%): паста із свіжої або вареної дрейсени з черепашками 15 – 20; фарш із свіжої або вареної риби 50 – 55; розсипний комбікорм для с/г тварин або висівки 24 – 25; кормові дріжджі 3 – 4; паста із рослинних компонентів або вітамінний перемикс 1 – 2 (у разі використання свіжої дрейсени, остання добавка непотрібна, оскільки черепашки молюсків завжди щільно вкриті шаром перифітонних водоростей, які є заміною вітамінного перемиксу).

Кормосуміш може бути використаною для молоді і товарної риби, ремонту і плідників, при цьому спостерігається великий темп росту будь-якого виду риб. Доведено [2], що при годуванні риби дрей-

сеною корисно міняти по днях у раціонах свіжих та варених моллюсків. При використанні свіжої або подрібненої дрейсени нарівні із іншою високобілковою їжею, витрати корму складають 5–10 кг на 1 кг приросту риби, в разі використання кормосумішей цей відсоток зменшується – 2,5–4,0 кг на 1 кг приросту маси риби.

Неповне використання існуючих біоресурсів внутрішніх водойм внаслідок їх часткової недоступності для потенційних аборигенних споживачів (зокрема це стосується дрейсени), спонукає до виконання науково-практичних робіт інтродукційного характеру. Цей напрям роботи, з одного боку, сприяє підвищенню біорізноманіття наших водойм і водотоків, а з іншого – інтенсифікації використання тієї частини біоресурсного потенціалу, яка зараз по суті залишається в трофічному глухому куті. Перспективним рибогосподарським об'єктом для України з її величезними запасами дрейсени у внутрішніх водоймах є далекосхідний вид моллюскоїдної риби – чорний амур (*Mulopharingodon piceus* Pich.) [6].

Експериментальні дослідження і випробування, виконані нами в 1994–1995 рр. на каналах Татарбунарської зрошувальної системи, дали вагомі результати. Доведена перспективність вселення цього виду риби у водойми України з метою більш повного використання кормової бази риб та залучення до біотичного кругообігу водних екосистем тієї частини вторинної продукції, що накопичується у вигляді біомаси дрейсени [2].

Підсумки. Вирішення проблеми збільшення біорізноманітності, продуктивності та раціонального використання ресурсів внутрішніх водойм України, потребує здійснення цілеспрямованого комплексу заходів, серед яких одним із основних є створення умов для розвитку сталої і відновлювальної кормової бази риб та інших гідробіонтів. З метою розробки науково-обґрунтованих рекомендацій щодо вселення та розведення кормових організмів у водоймах різного екологічного статусу, всебічному еколого-біологічному аналізу були піддані умови формування та розвитку багатьох популяцій гідробіонтів, які були охоплені інтродукційними заходами. Зокрема це стосувалось і двох видів дрейсен – поліморфної та бузької. Наукові роботи з цього питання довели, що за умов порівняно невеликого вкладення коштів може бути залучена до господарського використання дуже перспективна біоресурсна база, що сформувалась за рахунок вибуху чисельності окремих видів реліктової понто-каспійської фауни і набула розвитку внаслідок антропогенних змін у водних екосистемах. Потенціал цієї бази дуже високий, його господарське використання пов'язане не тільки з великою економічною віддачею, а й з покращенням екологічного стану водойм, підвищенням показників біорізноманітності водних екосистем та зменшенням вмісту забруднюючих інгредієнтів у водному середовищі.

В умовах енергетичної кризи та перехідних економічних відно-

син необхідно провести прискіпливу ревізію ресурсного потенціалу внутрішніх водойм загалом. Такий аналіз можливий тільки на основі державного кадастру флори і фауни, який зараз розробляється в нашій країні і до якого автори мають безпосередню причетність, як виконавці його гідроекологічної частини. Вже перші дослідницькі кроки в цьому напрямі засвідчили, що потенціал біоресурсів водойм і водотоків нашої держави більший за ті прогнози, згідно з якими він оцінювався, але його використання ще й досі відбувається на основі екстенсивних підходів. Інтенсифікація можлива за умов впровадження науково-обґрунтованих методів природокористування, які базуються насамперед на екосистемному підході вивчення внутрішньоводойменних механізмів функціонування та сталого використання кожного окремого трофічного рівня водної екосистеми, показниках загальної трофіки водойм та їх біопродукційного потенціалу. Одним із перших кроків цього комплексного підходу слід вважати всебічну еколого-економічну характеристику функціонування популяцій дрейсен у наших водоймах та водотоках.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. – Киев: Наук. думка, 1989. – 248 с.
2. Використання нетрадиційних біоресурсів внутрішніх водойм на основі підвищення їх біорізноманітності методами культивування та інтродукції / Т.А. Харченко, Л.В. Ємельянова, А.В. Ляшенко та ін. – Київ: ІГБ НАН України, 2000. – 64 с.
3. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов / Л.А. Сиренко, Н.Ю. Евтушенко, Ф.Я. Комаровский и др. – К.: Наук. думка, 1992. – 356 с.
4. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов / Т.А. Харченко, В.М. Тимченко, А.А. Ковальчук и др. – Киев: Наук. думка, 1993. – 328 с.
5. Дрейссена – *Dreissena polymorpha* (Pallas.) (Bivalvia, Dreissenidae). Систематика, экология, практическое значение. – М.: Наука, 1994. – 240 с.
6. Евтушенко Н.Ю., Потрохов А.С., Зиньковский О.Г. Черный амур как объект акклиматизации (Обзор) // Гидробиол журн. – 1993. – 29, № 3. – С. 49–56.
7. Экологическое состояние реки Днестр / Л.В. Шевцова, К.А. Алиев, О.А. Кузько и др. – К.: ИГБ НАН Украины. – 148 с.
8. Ляшенко А.В., Харченко Т.А. Годовая динамика энергетического обмена у дрейссены // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 3. – С. 31–38.
9. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. – М., Л.: Изд-во АН СССР, 1960. – 228 с.
10. Протасов А.А., Синицына О.О. Структура популяции моллюска *Dreissena polymorpha* в озерной системе-охладителе электростанций (к вопросу о популяционной неоднородности в гетерогенной среде) // Гидробиол. журн. 2002. – Т. 38, № 3. – С. 11–23.
11. Харченко Т.А. Дрейссена в закритій зрошувальній мережі півдня України // Вісн. АН УРСР. – 1980. – № 4. – С. 93–96.
12. Харченко Т.А. Дрейссена: ареал, екологія, біопомехи // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 3. – С. 3–21.

13. Харченко Т.А., Ляшенко А.В. Макрзообентос, его продуктивность и значение в процессах формирования качества воды в водохранилище // Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения. – Киев: Наук. думка, 1990. – С. 157–187.
14. Шевцова Л.В., Харченко Т.А. Технология устранения обрастания дрейссеной трубопроводов оросительных систем. – К.: Наук. думка, 1986. – 32 с.
15. Barton L.K. Control of zebra mussels at CEI facilities // Proc. Ammer. Power Conf.: 52nd Annu. Meet. Ammer. Power Conf. – Chicago, 1990. – 3. – P. 1001–1005.
16. Garton D.W., Haad W.R. Heterozygosity, shel length and metabolism in the European mussel, Dreissena polymorpha, from a recently established population in lake Eria // Comp. Biochem. and Physion. – 1991. – 99, N 1–2. – P. 45–48.
17. Kovalak W.P., Longton G.D. Smithee Richard D. Infestation of Nonroe power plant by the zebra mussel (Dreissena polymorpha)// Proc. Amer. Power Conf.: 52nd Annu. Meet. – Chicago, 1990. – 52. – P. 998–1000.
18. Wiktor J. Research on the ecology of Dreissena polymorpha P a l l. in the Szczecin Lagoon // Ecologia polska. – 1963. – 11. Ser. A, N 9. – P. 275–280.
19. Zebra mussel. Biology, impacts and control / Ed.T.F. Nalepa, D,W. Shloesser. Boca Raton, Ann Arbor. London, Tokio: Lewis Publ., 1993. – 810 p.

УДК 633.311.043.2:639.311:631

РОЗВИТОК ПРИРОДНОЇ КОРМОВОЇ БАЗИ СТАВІВ ПІД ВПЛИВОМ ЕКОЛОГІЧНО ЧИСТИХ ДОБРІВ

**М.І.ХИЖНЯК, Н.П.ЧУЖМА, А.М.БАЗАСВА,
Ю.М.УСТИМОВА** – Інститут рибного господарства УААН

У технологічних процесах вирощування риби застосовується направлене формування і стимулювання розвитку цінних кормових організмів. Поряд із традиційними методами підвищення природної рибопродуктивності ставів (удобрення мінеральними і органічними добривами, інтродукція кормових організмів, меліоративні заходи тощо) у ставовому рибництві використовують нові підходи, зокрема застосування низькозатратних методів та мікродобрив[1,2].

Мета наших досліджень полягала у розробці способів стимулювання розвитку кормових організмів і підвищення рибопродуктивності ставів за рахунок використання екологічно чистого добрива нового покоління – біогумусу – продукту переробки гібриду каліфорнійського черв'яка у поєднанні з традиційним – зеленим добривом. Біогумус у сільському господарстві значно підвищує урожайність культур, сприяє отриманню екологічно чистої продукції і, крім цього, є добривом пролонгованої дії [3].

Матеріал і методика. Дослідження проводили у 2002 році у вирощувальних ставах дослідного господарства “Нивка” ІРГ УААН. Площа ставів – 0,5га, середня глибина 0,9 м. Рано-навесні усі стави

засіяли вико-вівсяною мішанкою. Наповнення водою проводили поступово в три етапи з метою найповнішого використання рослинності як зеленого добрива. Зарибляли стави після наповнення їх на 1/3 водою в два етапи. Перше зариблення непідрощеною личинкою коропа в кількості 50 тис. екз./га провели в кінці травня (стави №№1-2), друге – через три тижні – 30 тис.екз./га (став №3). Як біомеліораторів у стави №№ 1-2 підсадили дворічок білого амура по 40 екз./га. Через місяць після зариблення для підтримання продукції кормових організмів, двічі за сезон з інтервалом у місяць внесли біогумус в кількості 10% від норми внесення гною. Вирощування посадкового матеріалу проводили на природніх кормах.

У період вирощування цьоголіток визначали температурний і кисневий режими, досліджували перебіг продукційно-деструкційних процесів та розвиток кормових організмів, слідували за ростом цьоголіток. Гідробіологічні проби відбирали і обробляли за загальновизнаними у гідробіології методиками [4,5] продукція зоопланктону і зообентосу розрахована за середньосезонними біомасами і відомими з літературних джерел P/V коефіцієнтами [6].

Результати досліджень. Розвиток угруповань гідробіонтів відбувався при сприятливому температурному режимі. Температура води у вирощувальних ставах коливалася в межах 17-27⁰С і максимальною була в серпні місяці. Вміст розчиненого у воді кисню був в межах рибоводних норм протягом усього вегетаційного періоду. Вміст основних біогенних елементів, необхідних для розвитку продуцентів був нижчим від нормативних величин. Концентрація амонійного азоту коливалася від 0,4 до 0,8 мг N/л, вміст солей фосфорної кислоти – 0,1-0,3 мг P/л, заліза 0,5-0,9 мг Fe/л. Реакція середовища була на рівні 6,8-8,2.

Аналіз розвитку гідробіологічних угруповань показав, що якісний склад альгофлори у ставах суттєво не відрізнявся, флористичне різноманіття збільшувалось від весни до осені. Основу біомаси фітопланктону у ставах № 1-2 на 64,5-86,5% формували синьозелені, а у ставу №3 синьозелені – 34,5% та зелені – 43,3% водорості. Розвиток фітопланктону характеризується незначними величинами практично до середини вегетаційного періоду – 0,04-0,87г/м³, що дає можливість говорити про низьке забезпечення альгофлори елементами живлення, не дивлячись на поступове надходження біогенів в результаті мінералізації зелених добрив. Разом з тим, удобрення біогумусом в кінці червня сприяло поступовому наростанню біомаси водоростей і в другій декаді липня вона досягла 7,27 г/м³. Максимальну величину біомаси фітопланктону – 12,27 г/м³ спостерігали в першій половині серпня.

У ставах, не удобрених гумусом і зарибленому в пізніший термін розвиток фітопланктону був нижчим. За середніми показниками біомаса фітопланктону знаходилась на рівні 7,42 г/м³ у ставу удобрено-

му гумусом, $2,9\text{г/м}^3$ – неудобреному і $1,94\text{г/м}^3$ з пізнім зарибленням. Інтенсивність продукування органічної речовини фітопланктоном була доволі низькою і у ставу удобреному біогумусом коливалася в межах $1,10\text{-}3,31\text{мгО}_2\text{/л\cdot\text{доб}}$, складаючи в середньому $2,21\text{мгО}_2\text{/л\cdot\text{доб}}$ за сезон. За іншими варіантами досліджу вона суттєво не відрізнялася. Деструкція органічної речовини в основному переважала над процесами продукції, а її абсолютні величини знаходились в межах $1,10\text{-}6,26\text{ мгО}_2\text{/л\cdot\text{доб}}$. Величина відношення первинної продукції за деструкції протягом вегетаційного періоду змінювалась від 0,41 до 1,67 мгОг/л. Збільшення продукційно-деструкційного коефіцієнта спостерігалася в періоди внесення у стави гумусу. В середньому ця величина знаходилася на рівні 0,79.

Такі величини продукційно-деструкційного коефіцієнта вказують на те, що поживні речовини гумусу і зелені добрива не насичують воду ставів надмірною кількістю органічних речовин, або ж вона активно трансформується трофічними ланцюгами водойм.

Розвиток бактеріопланктону, особливо його гетеротрофного компоненту, також вказує на відсутність забруднення легкодоступною органічною речовиною в результаті використання біогумусу і зелених добрив. Кількість гетеротрофних бактерій у ставу удобреному гумусом коливалася від 0,16 до 4 тис.кл./мл, складаючи в середньому 2,18 тис.кл./мл. У ставу, з зеленими добривами чисельність гетеротрофів була на рівні 0,50-3,30 тис.кл./мл, з зеленими добривами і пізнім зарибленням 0,17-5,10 тис.кл./мл. Загальна чисельність бактеріопланктону по усіх ставах коливалася від 3,55 до 16,23 млн кл/мл, а їх середньосезонні величини були на рівні 8,74; 6,36 і 7,18 млн.кл./мл відповідно по варіантах досліджу. Чисельність бактерій була досить високою уже при зарибленні ставів – 6,62 та 6,39млн.кл./мл, що пов'язано з їх інтенсивним розвитком в результаті мінералізації зелених добрив. В ставу №1 зареєстрована максимсальна величина бактеріопланктону після першого удобрення ставу біогумусом –14,16 млн.кл./мл, проте наступне внесення біогумусу не викликало їх бурхливого розвитку. Другий максимум спостерігали в середині серпня, що пов'язано з процесами інтенсивної мінералізації водоростей в результаті закінчення їх вегетації.

По інших варіантах досліджу максимальний розвиток бактерій спостерігали лише в першій половині вегетаційного періоду, що пов'язано з дією зелених добрив. Швидкість росту бактерій по варіантах досліджу була досить високою, складаючи в середньому 1,68-1,84, відповідно бактеріальна продукція знаходилася в межах 9,85-11,46 мг/л.доб.

Отже, біогумус та зелені добрива діють доволі м'яко в силу чого бактеріальні процеси у ставах за різними варіантами суттєво не відрізняються і не викликають напруження газового режиму.

Біомаса зоопланктону, кладоцерно-копеподного типу, характери-

зувалась в основному високими показниками впродовж усього періоду вирощування риби 3,6 – 50,56 г/м³. Зелені добрива, гумус, помірне заростання м'якою водяною рослинністю, відносно низькі щільності посадки коропа сприяли значному розвитку кормових організмів, біомаса яких у другій половині вегетаційного періоду зросла до максимальних величин – 14,07 – 50,56 г/м³. У ставу удобреному зеленими добривами рівень розвитку зоопланктону був дещо нижчим порівняно з іншими ставами, що, як виявилось при обловах, пов'язано з високим виходом цьоголіток і значною елімінацією ним крупних форм. Розмірний розподіл в зоопланктонному угрупованні на цей період характеризується переважанням дрібних форм організмів на відміну від інших ставів. Разом з тим біомаса коловерток від загальної біомаси зоопланктону становила лише 0,4%, що свідчить про високу якість води даного ставу.

Зообентос представлений в основному личинками хірономід. Їх розвиток залежав як від біологічного циклу так і від пресу об'єктів культивування. Максимальні біомаси спостерігали на початку вегетаційного періоду. В цілому за сезон продукція зоопланктону становила 2,80– 4,41 т/га, продукція зообентосу – 5,30 – 9,36 т/га (табл.1).

Таблиця 1 – Біомаса і продукція зоопланктону і зообентосу

№ ставу	Біомаса зоопланктону, г/м ³			Середня біомаса зообентосу, г/м ²	Продукція кормових організмів, ц/га	
	min	Max	середня		планктону	бентосу
1	4,57	32,88	15,53	0,89	27,95	53,0
2	3,6	50,56	21,02	1,56	37,84	93,6
3	4,42	43,1	24,48	0,97	44,06	58,0

Рибоводні результати вирощування риби на природніх кормах наведені у табл. 2. У ставу удобреному біогумусом середня маса цьоголіток досягла нормативної величини – 28,5 г при виході 52%, що в 1,7 рази вище нормативного. Рибопродуктивність ставу по коропу становила 0,74 т/га.

Таблиця 2 – Результати вирощування риби

№ ставу	Види риб	Щільність посадки, тис.екз/ га	Результати вирощування			
			виловлено, тис.екз/ га	середня маса, г	рибопродуктивність, ц/га	
					за видами	загальна
1	Короп	50,0	25,96	28,5	7,40	7,66
	Білий амур	0,04	0,03	850,0	0,26	
2	Короп	50,0	12,70	42,5	5,40	5,71
	Білий амур	0,04	0,028	1080,0	0,31	
3	Короп	30,0	2,50	48,2	2,41	2,41

У ставах удобрених зеленими добривами середня маса цьоголіток була на рівні 42,5 – 48,2 г при виході 25,4 та 16,7% відповідно по ставах №2 і №3. Рибопродуктивність по коропу становила 5,4 та 2,4 ц/га.

Низький вихід цьоголіток з нагулу можливо пов'язаний з деяким відходом личинки на початкових етапах вирощування, але основним слід вважати розкрадання риби бракон'єрами, яке розпочалось уже в середині сезону. Низький вихід цьоголіток викликав відповідно і низьку рибопродуктивність. Проте у ставу №2 вона була доволі високою – 0,54 т/га, а в ставу №3 досягла лише 0,24 т/га.

Висновки. Застосування біогумусу і зелених добрив у вигляді вико-вівсяної мішанки і ступінчате наповнення ставів водою стимулює розвиток кормових організмів і підтримує їх тривалий час на високому рівні, який забезпечує цьоголіток природнім кормом і сприяє отриманню високої рибопродуктивності при вирощуванні риби за випасною технологією.

Використання біогумусу і зелених добрив для удобрення ставів не веде до накопичення органічної речовини у водоймах, напруження мікробіологічного і газового режиму ставів. Подальше вивчення біоти ставів з застосуванням екологічно чистих добрив дозволить застосувати науково обґрунтовані норми удобрення ставів за різних форм вирощування рибопосадкового матеріалу.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Шмакова З.И., Жемаева Н.П., Тагирова Н.А. и др. Применение низкозатратных методов при выращивании рыбопосадочного материала // Сб. науч.тр. Актуальные вопросы аквакультуры. Вып.75. М.: 2000, С.148-157.
2. Воронова Г.П., Астапович И.Т., Адамчик Г.Г. и др. Микроудобрения как способ повышения естественной кормовой базы и рибопродуктивности рыбоводных прудов // Сб. науч.тр. Вопросы рыбного хозяйства Беларуси. Вып.17, Минск, 2001, С 95-104.
3. Биоконверсия органических отходов в биодинамическом хозяйстве / Н.М.Городний, И.А.Мельник, М.Ф.Повхан и др.- К.:Урожай,1990.–С.144 – 151.
4. Киселев И.А. Методы исследования планктона. Жизнь пресных вод. Т.4, ч.1.-М.:1956, С.183 – 256.
5. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.:1989, 285 с.
6. Заика В.Е. Удельная продукция водных беспозвоночных. К.:Наукова думка, 1976. – 144с.

СИСТЕМНИЙ ПІДХІД ДО ОХОРОНИ ПРИРОДИ У ДНІПРОВСЬКО-БУЗЬКОМУ РЕГІОНУ

О.І.ЦИБУЛЬСЬКИЙ – н.с., Інститут гідробіології НАН України

Гирла великих рік, таких як Дунай, Дніпро, Волга, Лена, є унікальними резерватами живої природи. Тут спостерігається різноманіття біотопів: озер, проток, островів, заболочених ділянок, і, відповідно, найбільша розмаїтість тваринного і рослинного світу із високою біопродуктивністю і промисловим значенням. Гирла рік України широко використовуються як рекреаційні зони, а від їхнього екологічного стану залежить якість питної води Причорномор'я. На основі даних літератури і наших спостережень розглянуто міри, необхідні для підтримки біорізноманіття та охорони живої природи в річковій екосистемі. Рамки проведених досліджень не дозволяють на сьогодні кількісно оцінити масштабність поширення того або іншого типу біотопу гирла ріки і ступінь його деградації. Проте, на якісному рівні можна стверджувати, що створення умов для зберігання видового багатства в гирлах рік – один із найбільш дійових заходів природоохоронної діяльності.

Визначальне значення у формуванні гідробіологічного режиму гирла кожної ріки мають індивідуальні особливості ходу процесів, що обумовлені фізико-географічними факторами, гідрологією, гідрохімією. Сполучення прісних і солоних вод, неоднорідність біохімічних і гідрологічних умов у гирлових областях створюють різноманіття гідробіологічних властивостей. Відбувається зміна всіх параметрів вод від річкових до морських, що зумовлює розмаїтість біотопів і, відповідно, тваринного і рослинного світу. Проте, для всіх гирлових ділянок чітко простежуються загальні закономірності формування гідробіологічного режиму.

Основні напрями гідробіологічних процесів рік на всьому їхньому протязі визначають проблеми і задачі досліджень в охороні і раціональному використанні природних ресурсів. Кліматичні особливості гирлових ділянок залежать від їхнього розміру, обсягу стоку, географічного положення. Найбільш яскраво вплив гирла на клімат виражений за значного винесення тепла і вологи з водяними масами (наприклад, для великих річок пустель або тундри).

Поряд з достатком їжі, гирла мають і інші умови, істотно важливі для існування різноманітної фауни. Води гирлових ділянок добре прогриваються і насичуються киснем. Природа сприятлива для існування тварин, тому тут мешкають представники місцевої фауни і численні мігранти. Південні гирла це місця зимівель, північні – виведення пташенят і початкових стадій розвитку птахів. Розмаїтість

місце існування, віддаленість від житла людини і важкодоступність створюють необхідні умови для гніздування і виведення пташенят, нагулу і нересту риб, зростання рідкісних рослин. Ці позитивні чинники обумовлюють необхідність їхньої охорони. У багатьох місцях у гирлах рік були створені природоохоронні об'єкти різного рангу, аж до біосферних заповідників («Дунайські плавні», Астраханський і Усть-Ленський заповідники).

Антропогенний фактор вважається причиною негативних змін екологічного стану Дніпровсько-Бузького регіону (від Каховського водоймища до лиману), на який впливає режим роботи ГЕС, що знаходиться в 93 км від гирла. Цьому питанню присвячена велика кількість робіт [1-3,6,9,12,13].

При деякому зниженні за останні 10-15 років негативної ролі судноплавства, зросла інтенсифікація використання біоресурсів по інших параметрах (безповоротне водоспоживання, збільшення скидів неочищених стоків, аварійні ситуації, зростання рекреаційного навантаження, гідробудівництво, рибальство). Негативний вплив усього комплексу антропогенних чинників викликає зниження інтенсивності розвитку водяних рослин, безхребетних і т.д. Аналіз фауни водойм Дніпра показав, що за останні 20-30 років у біоті відзначається тенденція зниження видового багатства і кількісного розвитку амфібіотичних комах. У той же час, за даними Херсонської гідробіологічної станції, неухильно поширюються на північ ареали ракоподібних, поліхет і амфіпод каспійського комплексу. Посилюється тенденція зниження біорізноманіття іхтіофауни, різко скорочується чисельність аборигенних цінних промислових видів риб, з'являються в значній кількості малоцінні види.

У Дніпровсько-Бузькому лимані спостерігається зниження рівня кисню, реєструється підвищення концентрації сірководню, особливо в придонних горизонтах, що негативно впливає на функціонування фіто- і зообентосу. Гострий дефіцит кисню активізує міграцію з донних відкладень важких металів, токсикантів і радіонуклідів, що призводить до забруднення водойм, заморів, масової загибелі риби в результаті кумулятивних токсикозів, зниження видової розмаїтості та самоочисної здатності водойм, а в деяких випадках – до деградації біоценозів.

Фітопланктон водойм Дніпровсько-Бузької гирлової ділянки на раховує 716 форм, зоопланктон – 257, мікробентос – 240, а бентос – 400 форм [1,11].

Іхтіофауна Дніпровсько-Бузької гирлової області налічує 74 види 22 родин постійно живучих риб і тих, що заходять тимчасово з Чорного моря [7]. Найбільш чисельні у видовому відношенні родини коропових (30), бичкових (16) і окуневих (7 видів) риб. Протягом останніх років не виявлені в промислових і науково-дослідних уловах стерлядь, піскар, бистрянга, налим, шип, лосось, вугор, яких потрібно

вважати зниклими. Рідкісними видами стали білуга, севрюга, вирезуб, підуст, вусач, шип, клепець, синець, носар. Новими видами риб, що вселились у пониззя Дніпра, є білий амур, білий і строкатий товсто-лобики, амурський чебачок, а також сонячний окунь. Є данні, що тут утворилася самостійна популяція далекосхідної кефалі – піленгаса.

У заплавах Дніпра проводиться випас худоби, сінокоси, риболовля, полювання, є великі масиви дачних ділянок, будинків відпочинку і пансіонатів, ставкові господарства. Це території з інтенсивною господарською діяльністю. На ділянці від Херсона до верхів'їв лиману розміщені об'єкти повної і часткової охорони: Бакайський державний і Дніпровський рибний заказники, Краснюківське, Прорежанське і Лиманське мисливські господарства. Район відрізняється добре збереженими багатими по видовому складу масивами лісової, болотної і водяної рослинності, серед котрої багато рідкісних, реліктових і ендемічних видів.

Територія входить до складу Рамсарських водно-болотних угідь (ЗУА009), включає руслові ділянки, протоки та ерики, мілководні заплавні водойми, очеретяні плавні, острови, Дніпровсько-Бузький лиман. У гирлових ділянках Дніпра зосереджені основні місця нерестовищ, зимівлі і нагулу цінних промислових напівпрохідних видів риб (лящ, судак, рибець, тараня, сазан). Ця частина гирла і прилеглої акваторії Дніпровсько-Бузького лиману є найбільш перспективною ділянкою для охорони іхтіофауни і поновлення рибних запасів. Велика кількість озер і боліт, заплавних лісів і чагарників створюють сприятливі умови для життя багатьох видів водно-болотних птахів і видів промислової фауни (олень плямистий, бобер річковий, ондатра, лисиця, енотовидна собака, тхір світлий, горностаї, ласка, кабан). Декілька видів тварин занесені в Червону книгу України. За даними Мінекоресурсів України збільшується чисельність пеліканів і рожевого фламінго.

Зараз у пониззі Дніпра склалася наступна екологічна ситуація.

Всі стоки міст Цюрупинськ і Гола Пристань надходять на поля фільтрації і потім дрениують у ріку. Цюрупинський ЦПК цілком зупинений, металокопункції розібрані, скидання в ріку підприємство не здійснює. У таблиці 1 подано перелік основних водокористувачів-забруднювачів водних об'єктів [8]. Підприємство «Херсоннафтопереробка» проводить скидання в міські очисні спорудження. Виходячи з цього, для всіх забруднювачів можна застосовувати сумарне скидання ПУВКХ м. Херсон.

Замори риби в гирлі Дніпра відзначались періодично, але це пов'язано не з забрудненням річкових вод, а зі значним збільшенням концентрації біогенних елементів у Дніпровсько-Бузькому лимані. Антропогенна евтрофікація призвела до значного збільшення продуктивності автотрофного компоненту екосистеми, а саме фітопланктону. Значні біомаси відмерлої органічної речовини потребують для

свого окислювання великої кількості розчиненого кисню. У зв'язку з цим, при невеликих обсягах попуску Каховської ГЕС (менше 500 м³/сек), спостерігається розширення сірководневої зони в Дніпровсько-Бузькому лимані. У 2002 р. відмічено багато заморів риби, тому що скидання в середньому складало 360 м³/с.

Таблиця 1 – Основні водокористувачі-забруднювачі водних об'єктів

Водо-користувач	Місце скидання	Обсяг скидання, т	Неочищені стоки, т	Недоочищені стоки, т	Обсяг забрудн. речовин, т
ВУВКГ м.Херсон	р.Веревичиха	233.2	-	233.2	397.05
Суднобудівний завод, м.Херсон	р. Кошова	11.4	-	11.4	6.25
	р. Дніпро	27.3	27.3	-	11.84
З-д «Паллада», м.Херсон	р. Кошова	2.0	2.0	-	1.72
	р. Дніпро	1.1	1.1	-	0.96
Конс. комбінат м.Г. Пристань	р. Конка	15.0	15.0	-	7.43
Конс. комбінат, м.Цюрупинськ	р. Конка	3.9	3.9	-	4.51
ВАТ ХСФ, м.Г. Пристань	р. Конка	4.0	-	4.0	6.40

Техногенне втручання у природний розвиток екосистем узбережжя Чорного моря, особливо в зоні діяльності портів, великих міст і гирлових ділянок супроводжуються активізацією деградації, втраченою землею і значним матеріальним збитком для цих регіонів, маючих економічну, екологічну і рекреаційну цінність [10].

Рекреаційних об'єктів і місць масового відпочинку уздовж Дніпра в районі м. Херсон багато, проте біля проток, у які здійснюється скидання забруднених вод, вони відсутні. Рекреаційному використанню цих рік перешкоджає рослинний покрив заплав, що на значному протязі являє собою значні масиви очеретяних непрохідних плавнів. Вони, у свою чергу, можуть розглядатися з одного боку як вразливі до забруднення рік екосистеми, а з іншого – мають дуже високу самоочисну здатність.

У даний час в цьому регіоні існує і проектується декілька об'єктів охорони природи, що включені до екологічної мережі України.

Чорноморський державний біосферний заповідник (площа 100000 га). Об'єкти охорони: гніздові, зимуючі і перелітні птахи, ландшафти типчакково-полинових причорноморських степів і солончаків. Ценотична розмаїтість подана лісами, чагарниками, степами, солончакками, луками, прибережно-водною і водною рослинністю.

До Зеленої книги України занесено 11 степових і лісових асоціацій. До Червоної книги України занесено 24 вид флори, 69 – видів фауни, до Європейського червоного списку – 17 видів флори, до

світового – 7 видів флори і 12 – фауни. На морських ділянках заповідника знаходиться один з найважливіших районів нересту та нагулу 49% видового складу риб Чорного моря [5]. Істотне погіршення екологічних умов відбувається внаслідок проникнення стічних та меліоративних високомінералізованих вод на мілководдя заповідника та на прилеглі території.

Кінбурнська коса – регіональний ландшафтний парк (площа 18000 га). Під охороною знаходяться природні комплекси Кінбурнської коси: водойми, затоки, степ, колки, ліс. Законом України “Про загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2005 рр.” передбачено здійснити наукове обґрунтування розширення парку “Кінбурнська коса” за рахунок прилеглої морської акваторії [4].

Бакайський лісовий заказник загальнодержавного значення площею 420 га. Під охороною знаходиться острів Бакай в гирлі Дніпра з численними озерами, плавнями, прилеглою акваторією. Тут знаходиться біля третини видів флори гирла Дніпра.

Види Червоної книги України: горіх водяний, сальвінія плавуча.

Джарилгацький ботанічний заказник загальнодержавного значення (площа 300 га). Під охороною знаходиться багато ендемічних видів літорального комплексу на ділянках о. Джарилгач (колосняк чорноморський, морська гірчиця, катран понтійський).

Види Червоної книги України: золотобородник цикадовий, меч-трава болотна, дрохва.

«Березові колки» – лісовий заказник загальнодержавного значення (площа 1312 га). Під охороною знаходяться колкові ліси природного походження на пісчаних аренах. Багатий покрив трав'яної рослинності, ендемічних видів. Фауна: заєць, козуля, олень, лисиця, куріпка, фазан.

Ягорлицький орнітологічний заказник загальнодержавного значення (площа 30300 га). Під охороною знаходиться одне з основних місць зимівлі водоплавних птахів, лебедів. Входить до складу водноболотних угідь.

«Саги» – ботанічний заказник загальнодержавного значення (площа 500 га). Під охороною знаходиться ділянка пісчаного степу на Алешківській арені Нижньодніпровських пісків. Оригінальний ландшафт, озера, де гніздяться водоплавні і водноболотні птахи. Види Червоної книги України: ковила дніпровський, чебрець дніпровський, волошка дніпровська. Багато представників мисливської фауни – козуля, кабан, лось, олень, заєць, фазан, куріпка сіра.

Причорноморсько-приазовська сухостепова провінція практично забезпечена заповідниками, крім Приморської рівнинної області, де запроектовано створити Дніпровсько-Бузький (Нижньодніпровський) національний парк [10]. Він являє собою велику ділянку нижньої течії Дніпра з прилеглими територіями і є одним з найцінніших заплавно-

літоральних об'єктів Європи.

При проектуванні гідробіологічного заповідника в Дніпровсько-Бузькому лимані необхідно враховувати критерії виділення екосистем та їхнього біорізноманіття: положень Бернської, Рамсарської, Боннської та інших конвенцій, положень Червоної і Зеленої книг України, Європейського списку рідкісних видів і Європейської програми CORINE у частині класифікації екосистем (екотопів). Враховується видове багатство, ендемізм, реліктовість, рідкість, ступінь цілості, репрезентативність обраної території (акваторії), функціональна, господарська, соціальна та екологічна значимість, уразливість і інші показники. Складається перелік водяних об'єктів і видів гідробіонтів, які необхідно охороняти. До охорони рекомендують ділянки з найменшим антропогенним тиском.

Існують загальноприйняті показники виділення природних об'єктів, що доцільно включати в екологічну мережу: геоморфологічні і літологічні, гідрологічні, біотичні [10]. До важливих гідрологічних показників відносяться дельти і естуарії Чорного моря, озера дельтові, прибережні, лимани з високопродуктивними екосистемами.

На жаль, ще не всі екологічно значимі водно-болотні угіддя виділені як природні території що охороняються, на них юридично не оформлений статус угідь міжнародного значення, тому на даний час вони належним чином не охороняються. В зв'язку з цим, актуальна організація водно-болотних угідь міжнародного рівня у Дніпровсько-Бузькому лимані.

Висновки. Необхідність охорони гирла р. Дніпро обумовлена унікальністю цього резервата живої природи де спостерігається різноманіття біотопів: озер, проток, островів, заболочених ділянок і найбільша розмаїтість флори і фауни. Віддаленість від житла людини і важкодоступність створюють необхідні умови для існування та охорони тваринного і рослинного світу цього регіону

Антропогенний фактор – основна причина негативних змін екологічного стану Дніпровсько-Бугського регіону, на який впливає режим роботи Каховської ГЕС, інтенсифікація використання біоресурсів (безповоротне водоспоживання, збільшення скидів неочищених стоків, аварійні ситуації, зростання рекреаційного навантаження, гідробудівництво, рибальство). Зменшення антропогенного тиску – найважливіша задача природоохоронної діяльності.

Створення природоохоронних об'єктів різного рівня на екологічно значимих екосистемах та їх юридичне оформлення як угідь міжнародного значення – ще один аспект в системі охорони природи в Дніпровсько-Бузькому регіоні.

Критерії виділення екосистем та їхнього біорізноманіття враховують положення міжнародних конвенцій та програм, Червоної і Зеленої книг України, Європейського списку рідкісних видів репрезентативність обраної території (акваторії), функціональна, господарсь-

ка, соціальна й екологічна значимість та інші показники.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Днепроовско-Бугский лиман.// Марковский Ю.М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины, условия ее существования и пути использования.– К.: АН УССР, 1954.– Ч.2.– 208 с.
2. Журавлева Л.А., Гидрохимия устьевой области Днепра и Южного Буга в условиях зарегулированного стока. – К.: Наук. думка, 1988.– 176 с.
3. Зависимость состояния экосистемы устьевого участка Днепра от попусков Каховской ГЭС в летний период.// Оксик О.П., Тимченко В.М., Полищук В.С., Давыдов О.А. Гидробиол. журн., 1999. – 35, №1 – С.:67-76.
4. Закон України “Про загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000-2005 рр.”
5. Заповідники і національні природні парки України.– К.: Вища школа, 1999.– 232 с.
6. Материалы рабочей координационной комиссии по проблеме Нижнего Днепра и Днепроовско-Бугского лимана. Херсон, 1971,1972,1973,1974. – вып. 1-8
7. Моря и внутренние воды.// Отв. Ред. В.Д.Романенко.– К.: Наук. думка, 1987.- 223 с.
8. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2000 році. – К.: Вид. Раєвського.– 2001.– 184 с.
9. Оливари Г.А. Гидробиологический режим Днепра в условиях зарегулированного стока.// Закономерности изменения бентоса Днепра в связи с зарегулированием его стока.– К., Наук. думка, 1967.– С.:291-311.
10. Розбудова екомережі України. – К.,1999. – 127 с.
11. Самоочищение, биопродуктивность и охрана водоемов и водотоков Украины.// Григорьев Б.Ф., Гильман Е.В., Гильман В.Л., Иванов А.И., Козлов В.И., Фтомов А.С. Итоги гидробиологических исследований устьевых областей южных рек Украины.– К.: Наук. думка, 1975.– С.:39-42.
12. Управление состоянием экосистемы и качеством воды в устьевом участке Днепра.// Оксик О.П., Тимченко В.М., Полищук В.С., Давыдов О.А., Якушин В.М., Петренко Л.В. К.: Институт гидробиологии, 1996. – 64 с.
13. Управление состоянием экосистемы и качеством воды в устьевом участке Днепра.// Оксик О.П., Тимченко В.М., Полищук В.С., Давыдов О.А., Якушин В.М., Цапина Е.Н., Петренко Л.В. Институт гидробиологии, 1997.– Ч. 2, 48 с.

УДК 630*907

СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ ЗБЕРЕЖЕННЯ ПРИРОДНО-АКВАЛЬНИХ КОМПЛЕКСІВ ТЕНДРІВСЬКОЇ ТА ЯГОРЛИЦЬКОЇ ЗАТОК

Д.О.ЧЕРНЯКОВ – к. г. н, ст. н. с.,

П.В.ТКАЧЕНКО – Чорноморський біосферний заповідник НАНУ

Тендрівська та Ягорлицька затоки Чорного моря – ключові морські акваторії Чорноморського біосферного заповідника. Згідно з Рамоарською (1971) конвенцією вони є водно-болотними угіддями міжнародного значення. За рахунок своїх природних особливостей зазначені водойми мають надзвичайне значення для збереження во-

доплавних та навколоводних птахів. Практичне збереження природно-аквальних комплексів цих водойм є однією з важливіших задач, що вирішуються в системі Чорноморського заповідника. Визначення підходів до збереження зазначених комплексів потребує розуміння чинників та механізмів довготривалої динаміки їх стану і структури. Сучасний стан природно-аквальних комплексів заток сформувався протягом другої половини ХХ сторіччя внаслідок низки антропогенних трансформаційних процесів.

До кінця 50-х років минулого століття район заток лишався дуже слабо освоєним з господарської точки зору. У межах заток та на узбережжях панували традиційні, екстенсивні види господарської діяльності -рибальство, пастівне вівчарство, в невеликих масштабах – землеробство (зернове, баштанництво, городництво). Солонцюваті землі, низька чисельність та щільність населення визначали зневажливо малий антропогенний вплив на затоки. Вони характеризувалися високим рівнем рибопродуктивності і тривалий час лишалися зоною розвинутого рибного промислу.

Екологічні зміни в районі заток розпочалися в першій половині 60-х років і були зумовлені, з одного боку – різким скороченням Дніпровського стоку і перебудовою механізму трансформації дніпровських вод, а з іншого – спорудженням Краснознам'янської зрошувальної системи (КЗС) та розвитком зрошуваного землеробства, перш за все – рисосіяння.

До початку 70-х років стан донного населення лишався задовільним. Відбувалися певні структурні перебудови, переважно – зміни у чисельності окремих видів. Констатувалося деяке збільшення біологічної продуктивності водойм (що природно для початкового етапу евтрофування), високою лишалася і рибопродуктивність [1]

Але скорочення річкового стоку, порушення в механізмі трансформації дніпровських вод спричинили принципові зміни в сольовому режимі західної частини Тендровської затоки. Поступове підвищення солоності вод внаслідок скорочення прісного стоку зумовило утворення стійкого сезонного пікнокліну з наступним порушенням конвективного перемішування вод і розвитком хронічної гіпоксії в придонній зоні в теплий період року. Наслідком цього стало утворення "мертвої зони" на глибинах понад 10 м. Первинні ознаки цього процесу спостерігав ще в 1970 році В.О.Пупков [1]. Він констатував заміну домінуючого на чорних мулах глибинної зони Тендрівської затоки виду *Abra nitida milachewichi Nevesskaia*, 1963 на *Mya arenaria* Linne, 1758, але не інтерпретував цей факт як ознаку формування хронічних заморних явищ в придонній зоні. Сильно евтрофовані води з глибинної зони Тендрівської затоки утягувалися в центральний циклонічний круговорот Ягорлицької затоки, що викликало значне підсилення акумуляції часток суспензії на периферії циклону. Це спричинило досить швидке замулення Ягорлицьких устрично-мідій-

них банок із подальшим зникненням поселень *Ostrea edulis* Linne, 1758, а також часткове скорочення зостерного поля. У межах затоки склалися умови дещо підвищеної мутності, у яких стала швидко розвиватися популяція сферичної форми філофори (*Phyllophora nervosa* (D.C.) Grev.f.sphaerica.), як найбільше до них пристосована. Подальше накопичення мулів на периферії циклону супроводжувалося їхнім поступовим сповзанням схилами центральної улоговини і відкладанням на її дні. Вже в 1977 році було зафіксовано замулення устрично-мідійних черепашників, значне (в 15 разів) скорочення чисельності устриць, експансію макрофітів (*Zostera marina* L, Ph. *Nervosa*, etc.) в межах південної частини черепашників, сірководневі замори та дефіцит кисню, але зв'язку із процесами в акваторії західної Тендри встановлено не було. На цей же період (друга половина 70-х років) припадає значне скорочення промислу бичкових риб в Ягорлицькій затоці. На стан запасів бичкових риб, безумовно, впливав тривалий перепромисел, але головним чинником занепаду бичкового промислу слід вважати загальне погіршення гідробіологічної ситуації в межах водойми. Внаслідок різкого падіння уловів переважна більшість рибовидобувних підприємств (за винятком двох місцевих рибколгоспів) згорнули промисел в межах затоки.

Річний промисел бичкових риб в межах затоки в 1980-83 роках становив 700-1400 ц. Значне зниження промислового навантаження зумовили часткове відтворення промислових запасів бичкових риб; з 1986 року спостерігалось підвищення уловів (до 3,7 тис. ц/рік). Але вже з кінця літа 1987 року, попри категоричні заперечення адміністрації заповідника, бичковий промисел було поновлено 14 господарствами. В 1987 році здобич склала 6,5 тис. ц, в 1988 – 5,2 тис. ц. Вже в 1989 році весняну путину було закрито рішенням Укррибгоспу внаслідок відсутності промислової обстановки; річний обсяг виловів склав лише 1,8 тис. ц, а в 1990 році – 670 ц. З 1996 року річні обсяги вилову лишалися нижче 50 ц.

Зона заморів в центральній котловині західної частини Тендрівської затоки поступово розширювалася. В другій половині 80-х років на глибинах понад 8 метрів донне населення було відсутнім, а на глибинах 5-8 метрів спостерігалися ефемерні бентосні угруповання, сформовані виключно молоддю двостулкових моллюсків або рухомими формами.

Східна (мілководна) частина Тендрівської затоки завдяки особливостям рельєфу дна є непогано ізольованою від негативних процесів в західно-тендрівських водах (підводним баром "Загреба"), а також в суміжних районах відкритого моря (Тендрівською косою). Тому кризове становище в суміжних водах досить довго не відзначалося у стані бенталі водойми. Тут евтрофування та інші негативні процеси викликалися, переважно, локальними антропогенними впливами. З 1962 року, із вводом до ладу КЗС, розпочався швидкий

розвиток зрошуваного землеробства, зокрема – рисосіяння в береговій зоні затоки. Розпочався скид у водойму зрошувальних вод, збагачених біогенами, отрутохімікатами та ґрунтовою суспензією. До середини 70-х років обсяги скидів зрошувальних вод у затоку досягли 70 млн. м³ щороку (розрахункове, точних даних немає). До того ж, вже в перші роки експлуатації КЗС виявилися величезні інженерні та екологічні прорахунки (вся зрошувальна система, вт.ч. і магістральний канал була початкове побудована в земляному руслі). За рахунок фільтрації розпочалося катастрофічне підтоплення прибережних земель та населених пунктів. Це примусило здійснити реконструкцію КЗС, а також спорудити систему водозниження, яка почала працювати наприкінці 60-х років, а проектну потужність набрала до 1975 року. В межах зазначеної системи лише в зоні східної (мілководної) частини Тендрівської затоки функціонувало до 200 свердловин вертикального дренажу; переважна більшість з них видавали на-гора води підвищеної або високої (до 49 г/л) мінералізації, які скидалися безпосередньо у затоку. З середини 70-х до другої половини 80-х років щорічні обсяги скидів дренажних вод в східну частину Тендрівської і, частково, в Ягорлицьку затоки досягли, за офіційними даними, 100 млн. м³. На північному узбережжі затоки, в зоні великих північних мілководь, розташовані устя 7 скидних каналів, якими скидалися як зрошувальні, так і дренажні води; обсяг річного скиду перевищував 20% від загального обсягу водойми. Це зруйнувало природний сольовий баланс системи, зумовило замулення та потужне евтрофування вод.

Автори першого перспективного прогнозу ситуації в межах затоки [1], на підставі досліджень 1968-1975 років вважали, що основним трансформуючим фактором у межах Тендрівської та Ягорлицької заток в 70-і – 80-і роки стануть зміни сольового режиму, а також, частково, замулення, та вплив отрутохімікатів на стан донного суспільства. Цей прогноз будувався майже винятково на витривалості масових видів молюсків як до збільшення, так і до зниження солоності. Але вже на початку 80-х років виявилось, що головним діючим фактором стає не динаміка солоності, а дефіцит кисню, зумовлений надмірним евтрофуванням вод. Донні суспільства виявилися досить стійкими до зміни гідрологічного та гідрохімічного режиму, що зрозуміло, з огляду на природні умови в межах малих глибин (значні коливання температури і солоності, вплив льодів і т.п.). Завдяки цій стійкості вигляд донних суспільств довгий час лишався практично незмінним (чи, у всякому разі, пізнаваним), незважаючи на потужний антропогенний пресинг. Ретроспективний аналіз даних щодо бенталі дозволяє стверджувати, що з середини 60-х до кінця 70-х років відбулися, переважно, кількісні зміни. В.О.Пупков знаходить всі біоценози, описані В.Ф.Грінбартом (а частково – дослідниками 20-30-х років). Східна частина Тендрівської затоки лишалася зоною активного

рибальства аж до 1983 року, коли рибний промисел було значно обмежено внаслідок встановлення заповідного режиму. Внаслідок режимних обмежень обсяги вилову бичкових риб скоротилися з 1,1 – 1,9 тис. ц в 1980-82 рр до 80-90 ц в 1983-84 рр.

Докорінної перебудови структури донного населення затоки, попри потужний антропогенний вплив, не відбувалося протягом майже двох десятиріч. Для її виникнення тривалий час бракувало "спускового механізму", яким стали аномально суворі зими 1984-85 та 1986-87 років [3]. Дуже жорсткий льодовий режим в ці зими спричинив повне знищення наявної структури бенталі до глибин 1,8-2 м (близько 70% акваторії східної частини Тендрівської затоки, а також близько чверті акваторії Ягорлицької). Суворі зими зумовили і тривалий спад запасів бичкових риб, особливо в мілководній частині Тендрівської затоки. В 1985 році промислова обстановка тут взагалі була відсутньою. Але з часом запаси відновилися і в 1988-1995 роках щорічні улови складали 200-700 ц при дуже невеликому промисловому навантаженні. З 1999 року рибний промисел в межах водойми рішенням Чорноморського заповідника остаточно припинено із режимних міркувань, не пов'язаних безпосередньо із станом рибних запасів.

Метеорологічні умови другої половини 80-х років були сприятливі для відновлення нормальної структури донних суспільств. Однак, високий ступінь евтрофованості вод порушував природний хід відновлювальної сукцесії. Абсолютну перевагу одержали види з високим ступенем еврибіонтності, що вже з середини 80-х років домінували на більшій частині акваторії. На донних відкладеннях з перевагою великоуламкової складової, а також у складі обростань, у зонах з інтенсивною динамікою вод абсолютну перевагу набув *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1790). На мулистих ґрунтах з вираженим дефіцитом кисню – *Abra ovata* (Phippi, 1836). На замулених ґрунтах, а також у зонах з нестабільними едафічними умовами – *Hyndrobia* s.l. Дуже важливо, що види, які зараз домінують у межах заток, раніше або взагалі не потрапляли в число керівних форм (*Hyndrobiidae*), або домінували на невеликій площі: біоценоз харових водоростей з *M. lineatus*, біоценоз чорного мулу з *A. ovata*. У минулому загальна площа цих біоценозів, за матеріалами В.О.Пупкова, складала лише 16 тис. га (близько 17% площі водойм). Порівняно із даними 70-х років, значно знизилася різноманітність структур донного населення. Попередніми дослідниками для Тендрівської та Ягорлицької заток було описано 10 біоценозів. Ми виявляємо набагато менше розмаїття структури донного населення. Усі виявлені нами численні відмінності можуть бути зведені до п'яти типів; піщано-черепашкові відкладення з *M. lineatus*, зарості макрофітів з *M. lineatus*, мулисто-піщані донні відкладення з *Hyndrobia*, мули з *A. ovata* і *Hyndrobia* (локальний варіант – мули з *A. ovata* і *Polititapes* (Gmelin, 1790), мулисто-піщані відк-

ладення з *M.arenaria*. Деякі види, що виступали раніше як керівні форми біоценозів, зараз мають дуже обмежене поширення (*Bittium reticulatum* (Costa, 1799), *Balanus improvisus* Darnin, 1854), або взагалі зустрічаються епізодично (*Spirorbis* (D.) *pusilla* Rathke, 1837; *Donax trunculus* Linne, 1758; *Chamelea gallina* (Linne, 1758)). Таким чином, в другій половині 80-х років минулого століття відбулася корінна перебудова бенталі, що призвела до формування обмеженої кількості дуже пластичних і мінливих монодомінантних структур з абсолютною перевагою ультраеврибіонтних форм.

Формування нової ("антропогенної") структури донного населення, на наш погляд, далеке від завершення. Спостерігається велика річна динаміка запасів зообентосу. В межах мілководь (до 1,5-1,8 м) заток проби, відібрані на сусідніх станціях, показують, як правило, дуже низький рівень подібності видового складу за Жаккардом-Шоригиним. Це свідчить, що донне суспільство є значною мірою фрагментованим, а розвиток його структури триває. З огляду на це, привертають увагу масштабні переміщення дрібнодисперсної складової донних відкладень, що ми їх періодично спостерігаємо із початку 90-х років. Перевідкладення донних відкладів взагалі є властивим цьому природному комплексу [2]. Однак, зважаючи на масштаби явища, є підстави вважати, що цей процес, подібно пильним бурям, провокується неповноцінністю донного суспільства на значних за площею ділянках дна. Серед процесів, що зафіксовані в межах заток, особливе непокоєння викликає низька інтенсивність відновлення харових водоростей, що спостерігається з початку 90-х років в Ягорлицькій і, меншою мірою, в східній частині Тендрівської. Переконливого пояснення цьому факту ми не маємо. В той же час, стан заростів харових має величезне значення і як кормовий біотоп птахів-фітофагів, і як стації з високою рибопродуктивністю.

Процеси, що відбулися в західній частині Тендрівської затоки, є, очевидно, незворотними (оскільки для нормалізації ситуації необхідно, що як найменше, відновлення природного Дніпровського стоку). В Ягорлицькій затоці лишається можливість відновлення структури донного населення, подібною до природної. В східній частині Тендрівської затоки можливість відновлення "дотрансформаційної", а структури донного населення викликає величезних сумнів, але і сучасна продуктивність водойми лишається достатньою для й забезпечення достатньої кормової бази для скупчень птахів. Крім того, водойма, завдяки заповідному режиму, виступає як велика відтворювальна ділянка для місцевих популяцій бичкових риб, а також є важливою нагульною ділянкою для молоді кефалевих риб. Таким чином, затоки цілком зберігають своє надзвичайне природоохоронне значення. Але для формування стабільної структури донного населення бракує стабільності зовнішніх умов, перш за все – рівень поточних антропогенних впливів.

Суттєве зниження рівню антропогенних навантажень відбулося протягом 90-х років. Ще в 1988 році почалося поступове руйнування системи водозниження. Спочатку було в половину знижено обсяги відкачки дренажних вод. Потім, на початку 90-х, введено заборону на рисосіяння в межах прибережної зони. В 90-ті роки почалося масове руйнування дренажної системи, викликане нестачею електроенергії, обладнання, а також масовим розкраданням майна (насосів, ліній електропередач, обладнання підстанцій і, навіть, обсадних колон свердловин). Вже в кінці 90-х років в зоні Тендрівської та Ягорлицької заток лишилося всього близько 20 працездатних насосних станцій, а обсяги відкачки (і, відповідно, скиду у затоки) дренажних вод скоротилися до 10 млн. м³ (10% від рівня середини 80-х років), в т.ч. вод з мінералізацією більше 10 г/л – до 2 млн, м³. Розвал системи водозниження зумовив швидке підвищення рівню ґрунтових вод, що прискорювалося у надмірно вологі роки (1995, 1997, 2002). Вже в 1997-98 роках відновилося підтоплення населених пунктів та сільськогосподарських земель на рівні середини 60-х років. Поступове підвищення рівню ґрунтових вод на надбережних землях триває, вплив цього процесу на затоки доки що не з'ясовано. Скиди вод з рисових чеків припинилися, а обсяги зрошення (відповідно, скидів зрошувальних вод) скоротилися в десятки разів (обліку не існує). В останні роки, до того ж, відбулася, фактично, ліквідація сільськогосподарських підприємств із тотальним розпаювання надбережних земель. Землекористування в надбережній зоні стало надмірно фрагментованим. В умовах кустарного землекористування запроваджуються примітивні сільськогосподарські технології, в т.ч. меліоративні (наприклад-зрошення напуском). Наслідки цих процесів ще не виявилися, але є всі підстави вважати, що вони будуть негативними з екологічної точки зору.

Хронічна економічна криза викликала і інші сумні наслідки, зокрема – погіршення роботи очисних споруд прибережних населених пунктів та оздоровчих зон, хижацьке використання живих водних ресурсів.

В останні роки дуже поширеною стала точка зору, що економічна криза через зниження рівню промислового та сільськогосподарського виробництва призвела до кардинального покращення екологічної ситуації, в т.ч. в прибережній зоні моря. Але позитивних зсувів у стані Тендрівської та Ягорлицької заток, а також суміжних районів моря не спостерігається. Певне покращення, дійсно, помічалось в 1990-92 роках, але воно було зумовлено особливостями гідрометорологічного режиму зазначеного періоду. Вже в 1993-94 роках кризові явища відновилися і тривають до сьогодні (щорічні потужні замори в прибережній зоні моря, "червоні припливи"). Безумовно, з кінця 80-х років до середини 90-х відбулося певне зниження потужності антропогенного пресингу на північно-західну частину Чорного мо-

ря, переважно за рахунок прямого зниження обсягу промислових та сільськогосподарських скидів. Але цього виявляється замало. Інтегральна оцінка наслідків економічної кризи для ^ж прибережної зони моря, а також з'ясування новостворених механізмів антропогенної динаміки її стану – це один із найперспективніших напрямів досліджень у найближчі роки. Але вже сьогодні можна з великою часткою вірогідності стверджувати, що сучасні економічні процеси є потужним фактором подальшої дестабілізації екологічних умов і, таким чином – основою подальшої антропогенної трансформації прибережних екосистем. В останнє десятиріччя становище, до того ж, відчутно погіршується за рахунок дуже складних і мінливих гідрометеорологічних умов в регіоні. Сучасна ситуація є дуже складною з точки зору реалізації Чорноморським біосферним заповідника його головного завдання -збереження унікальних природних комплексів. Оскільки головні чинники трансформаційних процесів далеко виходять за межі заповідної території, реальних можливостей для впливу на них заповідник не має. Єдиний шлях підвищення ефективності збереження природних комплексів полягає у вдосконаленні складу та структури заповідної території, зокрема:

- включення до складу території заповідника західної частини Тендрівської затоки;
- включення до складу заповідника морської смуги вздовж західної частини Тендрівської коси;
- створення суцільних буферних зон належної ширини вздовж берегів заток із встановленням ефективного природоохоронного режиму;
- запровадження ефективного зонування морських акваторій заповідника, орієнтованого як на ефективне збереження природних комплексів, так і на стале використання живих водних ресурсів.

Крім того, є нагальна потреба у створенні зрівноваженого правового механізму використання природних ресурсів територій та об'єктів природно-заповідного фонду. Сьогодні це використання регулюється низкою відомчих інструкцій, які суперечать одна одній, а також мають певні розбіжності із чинним законодавством щодо природно-заповідного фонду. Наявність такого механізму надала би заповіднику можливість створити умови для ефективного збереження та тривалого невиснажливого використання рибних ресурсів буферних акваторій.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Григорьев Б.Ф., Пупков В.А. Донные беспозвоночные Ягорлыцкого и Тендровского заливов Черного моря,/"Вестн, зоологии" АН УССР, 1977. N 2. с. 76-82.
2. Чигрин Р.Г. Современное осадкообразование в лиманах и заливах северо-запада Черного моря. Автореф. дисс. канд. геол. наук. К., 1990,20с.

3. Chernyakov D.A. The influence of different winter meteorological conditions on succession processes in the Tendrovsky and Egorlitsky bays. // Management and conservation of the Northern-Western Black Sea Coast. Odessa, Astroprint, 1998, pp.43-46

УДК: 581.526.325.04

НАДХОДЖЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВИРОЩУВАЛЬНІ СТАВИ ДНІПРОПЕТРОВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Т.С.ШАРАМОК – Дніпропетровський національний університет

Важкі метали в аквасистемах не піддаються деструкції. Вони здатні лише змінювати форму з'єднань, хімічну і біологічну активність, а також екологічну безпеку. Їх стан змінюється в результаті гідролізу, комплексоутворення, адсорбції, осідання. Ці процеси визначають міграційну активність важких металів, їх перерозподіл між основними компонентами водної екосистеми, біодоступність і токсичність для водних організмів [2].

Вода є одним з основних джерел надходження важких металів у різні компоненти екосистем вирощувальних ставів. Якість води впливає на фізіологічний стан риб, тому що чутливість їх організму до токсикантів досить висока.

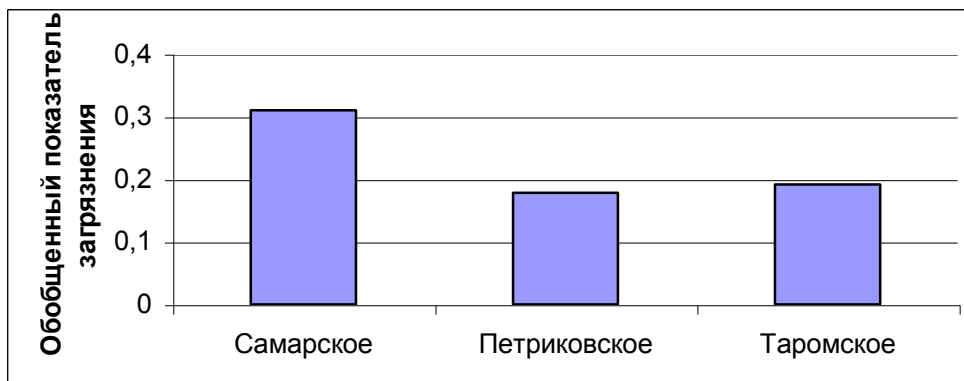
Методика досліджень. У зв'язку з цим була проведена кількісна оцінка змісту важких металів у джерелах водопостачання вирощувальних ставів Самарського (р. Самара), Таромського (р. Дніпро) і Петриківського (р. Орель) рибних господарств Дніпропетровської області і води, що відводиться з цих ставів. Кількісний зміст цинку, кадмію, міді, свинцю, марганцю, нікелю і заліза визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на спектрофотометрі АА –3 [3].

Результати досліджень. За проведеними дослідженнями було встановлено, що найбільш забруднена вода за рівнем вмісту важких металів була в р. Самарі. За дослідний період 1998 – 2000 рр. з водою у вирощувальні стави Самарського рибгоспу постійно надходили підвищені концентрації цинку (2 – 3 ГДК), міді (2 – 7 ГДК) і заліза (1,3 – 3 ГДК). Лише в 2000 р. вміст заліза у воді, що надходила у стави, не перевищував ГДК для рибогосподарських водойм.

Менш забруднена вода надходила у вирощувальні стави Таромського рибгоспу. Перевищення всіх досліджуваних металів, за винятком свинцю, було відзначено у водному джерелі тільки у 1998 році, що було пов'язано з масовим скиданням у цей період стічних вод металургійними підприємствами м. Дніпропетровська. У наступні роки досліджень ситуація покращилася і основним забруднювачем вирощувальних ставів рибгоспу був тільки цинк (4 – 10 ГДК).

За дослідний період у джерелі водопостачання вирощувальних

ставів Петриківського рибгоспу (р.Орель) були відмічені тільки підвищені концентрації цинку, які склали 2 – 3 ГДК для води рибгосподарських водойм. Таким чином, найбільш чиста вода надходила у стави Петриківського рибного господарства (мал. 1).



Рисинок 1. Якість води, що надходить, у вирощувальні ставки рибних господарств

За дослідженнями була визначена сезонна динаміка деяких важких металів у водному джерелі та воді, що скидається зі ставів. Так, концентрація міді у всіх місцях відбору проб збільшувалася в осінній період. Можливо, це пов'язано з тим, що при високих температурах спостерігається бурхливе «цвітіння» води, а фітопланктон, як відомо, є продуцентом органічних речовин, які утворюють комплексні сполучення з металами. Кількісні показники свинцю у воді, що скидається зі ставів Самарського і Таромського рибгоспів восени збільшувалися, а в Петриківському рибгоспі спостерігалася зворотня залежність. Вміст кадмію у воді Самарського рибгоспу восени збільшувався, а у воді Петриківського рибгоспу – зменшувався. Концентрація нікелю у воді Самарського рибгоспу була більше восени, в Таромському кількісні показники цього елемента знижувалися в осінній період. Очевидно, така особливість пов'язана з гідрохімічним складом води вирощувальних ставів різних рибних господарств [4,5,6]. Зниження наприкінці вегетаційного сезону концентрації деяких елементів у воді Петриківського рибгоспу може бути пов'язане з високим відсотком заростання ставів вищою водною рослинністю. Відомо, що макрофіти здатні активно накопичувати іони свинцю, кадмію та інших елементів [1].

Для всіх рибних господарств було встановлено – за рахунок акумуляції в екосистемі вирощувальних ставів вода, що надходить, містить більшу кількість важких металів ніж та, що скидається. Відмічалася висока акумуляція заліза в екосистемах вирощувальних ставів всіх досліджуваних рибних господарств (до 90%).

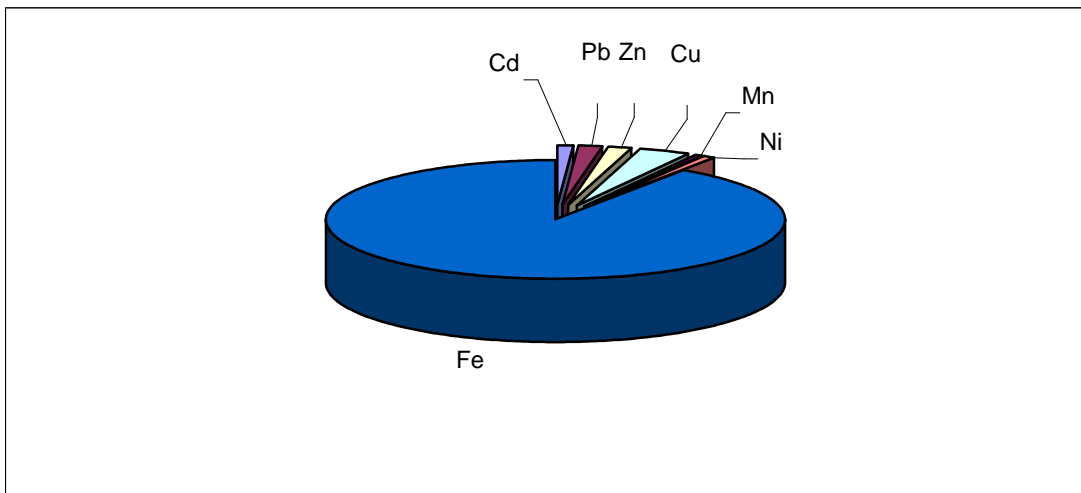


Рисунок 2. Річний прибутковий баланс середніх концентрацій важких металів у вирощувальних ставках Самарського рибгоспу

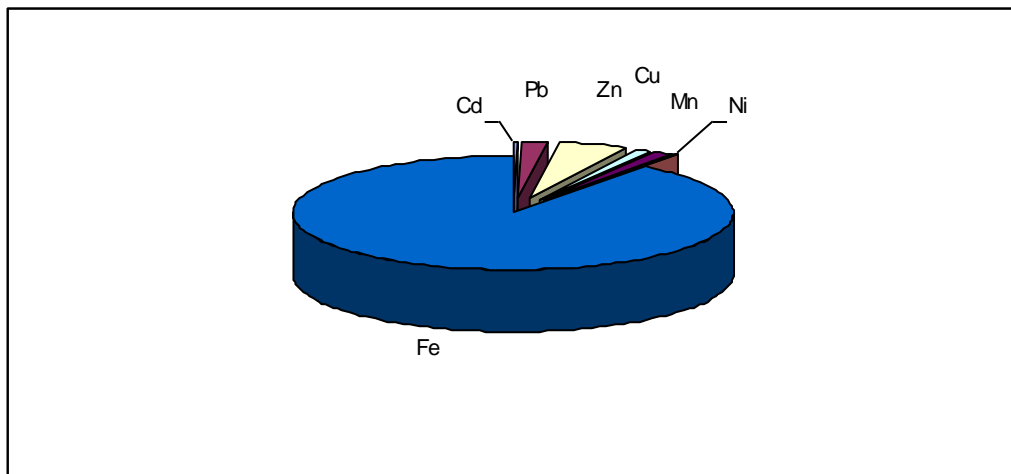


Рисунок 3. Річний прибутковий баланс середніх концентрацій важких металів у вирощувальних ставках Таромського рибгоспу

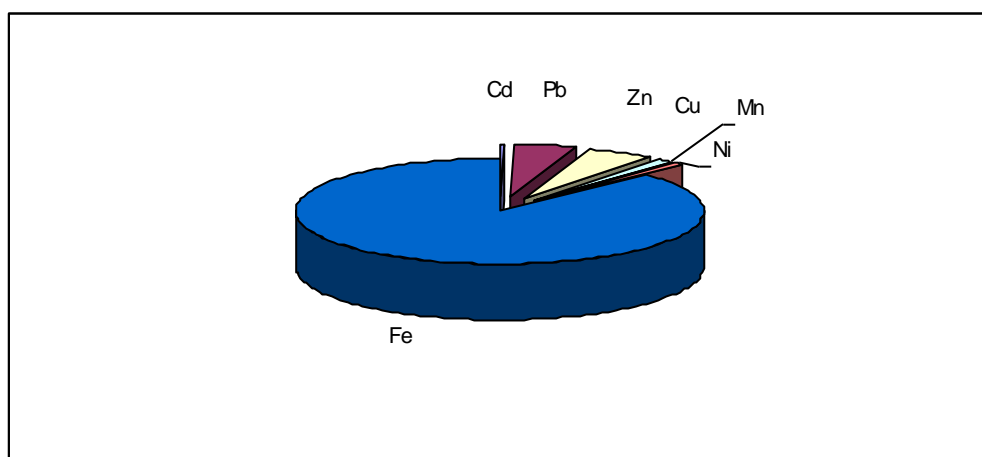


Рисунок 4. Річний прибутковий баланс середніх концентрацій важких металів у вирощувальних ставках Петриківського рибгоспу

Враховуючи кратність водообміну (разів/рік) у ставах рибгоспів Дніпропетровської області (Самарський – 2, Таромський – 4,6, Петриківський – 2), була визначена прибуткова частина балансу важких металів у контрольних вирощувальних ставах. За сумою 7 досліджуваних важких металів вона склала (кг/рік/став): у Самарському рибгоспі – 243, у Таромському рибгоспі – 192, у Петриківському рибгоспі – 81. Як видно на рис. 1-3, основну прибуткову частину балансу у вирощувальних ставах всіх рибних господарств складало залізо. Так, у ставах Самарського і Таромського рибгоспів його прихід складав 91% від загальної кількості всіх елементів, а в Петриківському рибгоспі – 88%.

Таким чином, моніторингові дослідження річок Самари, Дніпро і Орель показали, що головним забруднювачем води, яка надходить у вирощувальні стави рибних господарств Дніпропетровської області, є цинк. Необхідно відзначити, що найбільш забруднена вода надходила у вирощувальні стави Самарського рибгоспу. Але у перерахунку на 1 га площі у вирощувальних ставах Самарського рибгоспу акумулювалося важких металів до 13,2 кг/га, Таромського рибгоспу – до 25 кг/га, Петриківського – до 4,6 кг/га.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Гавриленко Е.Е., Золотухина Е.Ю. Накопление и взаимодействие ионов меди, цинка, марганца, кадмия, никеля и свинца при их поглощении водными макрофитами // Гидробиол. журнал. – 1989. – Т. 25, № 5. – С. 54-61.
2. Гуменюк Г.Б. Вміст і міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Наукові записки. Серія: біологія. Спецвипуск: Гідроекологія. Періодичне видання 3(14). – 2001. – С. 191-193.
3. Грибовская И.Ф., Карякин А.В., Фараонов М.М. Влияние условий озоления на результаты спектрального анализа растений //Химия.-1969.-№7.-С. 48.
4. Евтушенко Н.Ю., Сытник Ю.М., Осадчая Н.Н. Формы нахождения тяжелых металлов в воде и накопление их рыбами в условиях тепловодного выращивания // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии. – С.-Пб., 1991. – С. 178.
5. Мур Дж. В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. – М.: Мир, 1987. – 285 с.
6. Набиванец Ю.Б. Формы нахождения цинка и свинца в природных водах // Гидробиологический журнал. – 1989. – Т. 25, № 3. – С. 80 -83.

УДК : 574.583 : (282.05)

ЗООПЛАНКТОН РУСЛОВОЇ ДІЛЯНКИ НИЖНЬОГО ДНІПРА ТА ЙОГО ЗНЕСЕННЯ РІЧКОВИМ ПОТОКОМ

Н.Ф.ШЕВЧЕНКО – Херсонська гідробіологічна станція НАНУ

Зоопланктон пониззя Дніпра до зарегулювання стоку каскадом водосховищ був схожий до такого в його середній течії [1,2]. У перші роки після спорудження Каховської ГЕС у прилеглій до греблі русло-

232

вій ділянці він збагатився озерними видами гіллястовусих та веслоногих, що було наслідком їх стоку з водосховища, де ці форми мали масовий розвиток [3], але в наступні роки такий позитивний вплив зарегулювання річки на різноманіття зоопланктону зменшився. Зі зміною гідрологічного, гідрохімічного режимів змінювалися і кількісні та якісні показники розвитку планктофауни [4,5]. Вирішальне значення в цьому процесі мали водний стік з Каховського водосховища та його внутрішньорічний розподіл. В 1978-1979 роках Гусинською С.Л. було проведено вивчення зоопланктону нижнього Дніпра для оцінки його виносу в Дніпровсько-Бузький лиман [6], в останні роки таких робіт не проводилось. Метою нашого дослідження було вивчення зоопланктону руслової ділянки пониззя Дніпра в сучасний період та кількісна оцінка його зносу течією річки.

Методика досліджень. Дослідження проводились з квітня по жовтень 2002 року в пониззі Дніпра в районі Херсонської гідробіологічної станції НАН України на трьох станціях: біля лівого берега Дніпра (глибина 3-3,5 м), на фарватері (10 м) та біля правого берега (7,5-8 м). При відборі проб використовували сітку Апштейна середнього зразку для тотальних ловів та планктоноуловлювач для вивчення зносу зоопланктону, виготовлені з газу № 68. Збирання та обробка проб проводились за загальноприйнятими та описаними в літературі методиками [7], зокрема планктоноуловлювачем відбиралися інтегровані проби зоопланктону рівномірно на 4-5 горизонтах від поверхні до дна з урахуванням розміру вхідного отвору сітки, швидкості течії та часу збору [8]. Розрахунки планкостоку проводились за показниками біомаси зоопланктону, зібраного під час тотальних ловів сіткою Апштейна з припущення, що весь зоопланктон зноситься водним потоком. Паралельно з вказаним методом нами був застосований метод кількісної оцінки його зносу течією річки за допомогою планктоноуловлювача.

Результати досліджень. У зоопланктоні руслової ділянки нижнього Дніпра виявлено 67 таксонів планктонних організмів, як і в попередні роки [9], з них коловертки – 29, гіллястовусих – 18, веслоногих – 15, інших – 5. Прісноводних організмів серед них 68,5%, солонуватоводних – 18,5%, морських – 1,9%, евригалінних – 11,1%. Серед зоогеографічних груп переважають види всесвітнього та широкого поширення (79,6%), середземноморсько-атлантичні бореальні та голарктичні складають по 1,9 %, палеарктичні – 7,4%, мешканці Азово-Чорноморського, Каспійського та Аральського басейнів – 9,2%.

У весняний період при температурі води 6,0°C та прозорості 2,4 м чисельність організмів зоопланктону коливалась в невеликих межах – 8,5-15,6 тис.екз/м³, біомаса – 65,2-108,2 мг/м³ при домінуванні веслоногих ракоподібних (91,4% – за чисельністю, 88,2% – за біомасою), а саме наупліальних та ювенільних форм представників підрядів Calanoida та Cyclopoida. В міру прогрівання води до 17,0°C

та збільшення прозорості до 3,5 м (травень) відбулося невелике зниження кількісного розвитку зоопланктону при переважанні коловерток за чисельністю (68,9%), а основу біомаси (83,0%) вони склали разом з веслоногими. Серед домінантних форм також були *Synchaete sp.*, *Asplanchna priodonta* Gosse, *Veliger*. Середні показники розвитку зоопланктону представлені в таблиці 1.

У червні температура води зросла до 18,5°C, а прозорість підвищилась до 4,5 м, що свідчить про слабкий розвиток фітопланктону. За цих умов інтенсивність розвитку зоопланктону знизилась до 3,5-7,5 тис.екз/м³ та 18,7-26,6 мг/м³. Його основу, як і в травні, склали коловертки та веслоногі за рахунок розвитку, крім весняних масових форм, також *Ploesoma truncatum* (Levander), *Euchlanis dilatata* Ehrenberg.

Таблиця 1 – Середні показники чисельності (над рисою, тис.екз/м³) та біомаси зоопланктону (під рисою, мг/м³) руслової ділянки пониззя Дніпра в 2002 році*.

Місяць	<i>Rotatoria</i>	<i>Cladocera</i>	<i>Copepoda</i>	<i>Varia</i>	Всього
Квітень	<u>0,6</u>	<u>0,2</u>	<u>10,6</u>	<u>0,2</u>	<u>11,6</u>
	0,9	1,6	73,5	7,3	83,3
Травень	<u>7,3</u>	<u>0,2</u>	<u>2,4</u>	<u>0,7</u>	<u>10,6</u>
	18,1	4,0	23,2	4,5	49,8
Червень	<u>3,7</u>	<u>0,5</u>	<u>1,8</u>	<u>0,1</u>	<u>6,1</u>
	4,9	5,6	12,7	0,2	23,4
Липень	<u>12,1</u>	<u>30,1</u>	<u>6,0</u>	<u>1,8</u>	<u>50,0</u>
	102,8	802,5	115,4	6,4	1027,1
Серпень	<u>5,3</u>	<u>35,0</u>	<u>3,5</u>	<u>1,7</u>	<u>45,5</u>
	14,3	384,3	40,9	8,6	448,1
Вересень	<u>4,6</u>	<u>2,6</u>	<u>3,4</u>	<u>2,1</u>	<u>12,7</u>
	29,5	88,1	45,0	7,0	169,6
Жовтень	<u>0,6</u>	<u>0,2</u>	<u>1,8</u>	<u>0,4</u>	<u>3,0</u>
	1,8	2,0	12,4	6,9	23,1

*Обробка проб проводилась автором сумісно з м.н.с. Самойленко Л.М.

У липні – серпні при найвищих температурах води (24,0-26,0°C) та зниженні прозорості води до 1,5-2,5 м визначені максимальні показники чисельності – 69,5 тис. екз/м³ та біомаси зоопланктону – 1408,7 мг/м³. Середні їх величини в порівняння з весняними збільшилися відповідно в 4,3 та 11,1 разів. Найбільшу питому вагу мали гіллястовусі (60,2-85,8%) завдяки інтенсивному розвитку *Bosmina longirostris* (O.F.Müller), понто-каспійців *Cercopagis pengoi* (Ostroumov), *Podonevadne trigona* G.O.Sars, *Cornigerius maeoticus* Pengo, а також *Diaphanosoma brachiurum* (Lievin), *Leptodora kindtii* (Foske). Масового розвитку також досягли *Synchaete sp.*, *A. priodonta*, *Brachionus calyciflorus* Pallas, *Br. diversicornis* (Daday), науплії та копеподити веслоногих ракоподібних (Calanoida та

Cyclopoida), личинки молюсків, а в липні також середземноморсько-атлантична бореальна *Calanipeda aquae-dulcis* Kritschagin, понто-каспійський *Heterocope caspia* Sars.

На початку осені за температури води 22,5°C знизилася чисельність зоопланктону до 6,2-18,6 тис.екз/м³, а біомаса – до 52,2-278,6 мг/м³. Основні фауністичні групи зоопланктону в кількісному відношенні були представлені майже рівними долями при домінуванні тих же, що і влітку форм. За біомасою основу складали гіллястовусі (52,0%) при домінуванні *B. longirostris* та *P. trigona*. Мінімальні показники чисельності (2,2 тис.екз/м³) та біомаси (13,2 мг/м³) зоопланктону спостерігались в листопаді за зниження температури води до 13,3°C та підвищення прозорості до 3,5-6,0 м. Основу зоопланктону в цей час складали наупліальні та ювенільні особини веслоногих ракоподібних (53,7-60,0%).

Вивчення стоку зоопланктону у пониззі Дніпра має важливе значення в зв'язку з тим, що знесений планктон впливає на кормову базу Дніпровсько-Бузького лиману [6]. Результати досліджень у цьому напрямку наводяться в таблиці 2.

Таблиця 2 – Водний стік (км³) та стік зоопланктону (т) руслової ділянки пониззя Дніпра

Місяць	1978 рік*		1979 рік*		2002 рік		
	км ³	Т(за В)	км ³	Т(за В)	км ³	т (за В)	т (за В ₁)
Квітень	-	-	7.42	39.4	4.11	342.7	103,9
Травень	6.28	2586.0	7.56	7523.7	2.17	108.1	27,7
Червень	4.04	646.0	2.14	391.9	2.07	48.4	16,7
Липень	2.8	151.1	0.96	48.3	1.35	1386.6	277,3
Серпень	2.2	43.6	1.49	111.0	1.41	631.8	121,3
Вересень	1.3	17.2	-	-	1.52	257.8	51,3
Жовтень	1.8	16.8	-	-	2.35	54.3	17,2

*За даними Гусинської С.Л.

У середньоводні 1978-1979 роки (47,6 та 46,0 км³) найбільший стік зоопланктону визначений у травні, найменший – у жовтні, а в маловодний 2002 рік (32,5 км³) – у липні та червні.

Аналіз матеріалів, зібраних планктоноуловлювачем, показав, що біомаса та чисельність зоопланктону (В₁, N₁), який зноситься з 1 м³ води, значно менші за відповідні показники (В, N), отримані за результатами тотальних ловів без врахування швидкості течії річки. Слід зазначити, що з липня по вересень, коли витрати Дніпра у створі греблі Каховської ГЕС були мінімальними і знаходилися на рівні санітарних скидів (503-588 м³/с), біомаса В₁ була в 5,0-5,2 рази нижча за біомасу В, а із збільшенням витрат води це співвідношення зменшувалось до 2,9-3,9, складаючи в середньому за вегетаційний період 4,6 рази. Таким чином, стік зоопланктону маловодного 2002

року, розрахований за B складав 2829,7 т, а за B_1 – 615,4 т.

На різних ділянках русла Дніпра встановлені наступні співвідношення кількісних показників розвитку зоопланктону, зібраного різними методами. Розрахунки проводили за біомасою ($b=B_1/B$) і чисельністю ($n=N_1/N$). На лівобережжі при швидкостях течії 0,01-0,04 м/с та невеликих глибинах встановлений найменший знос зоопланктону ($b=0,06$, $n=0,07$). На правобережжі з збільшенням швидкостей течії до 0,1 м/с він значно посилюється (0,35, 0,48 відповідно) і найвищих значень досягає при течіях 0,10-0,20 м/с на фарватері (0,63, 0,50).

Нерівномірне знесення і різних фауністичних груп зоопланктону. Найбільш легко зносяться веслоногі ($b=0,33$, $n=0,40$) та коловертки ($b=0,16$, $n=0,26$). Третє місце посідають гіллястовуси ($b=0,13$, $n=0,09$). Рисунок 1 це підтверджує.

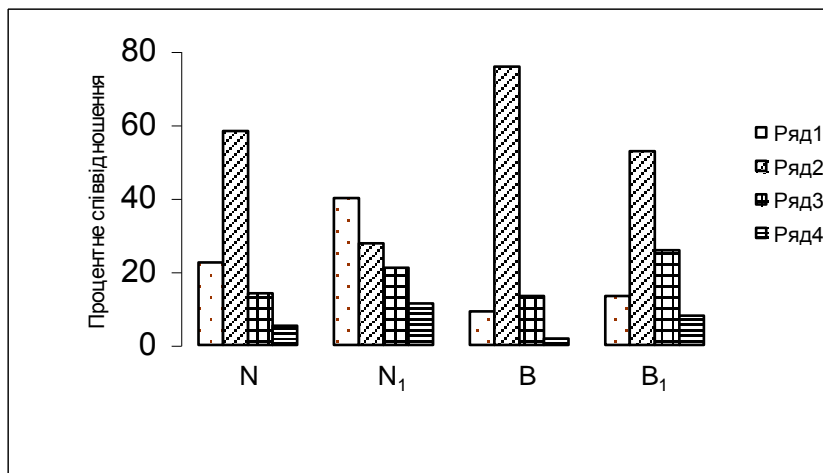


Рисунок 1. Процентне співвідношення за чисельністю та біомасою основних груп зоопланктону, відібраною планктонною сіткою (N , B) та планктоноуловлювачем (N_1 , B_1) в русловій ділянці нижнього Дніпра в 2002 році.

Ряд 1 – Rotatoria, Ряд 2 – Cladocera, Ряд 3 – Copepoda, Ряд 4 – Varia

Порівняння середніх за вегетаційний період співвідношень основних груп зоопланктону показують, що в зоопланктоні, зібраному планктоноуловлювачем, менше гіллястовусих в 2,1 рази за чисельністю та в 1,4 рази – за біомасою, а веслоногих та коловерток – навпаки, більше в 1,5-1,9 рази, ніж у відібраному планктонною сіткою.

Таким чином, у зоопланктоні руслової ділянки нижнього Дніпра в 2002 році визначено 69 таксонів організмів зоопланктону, основу яких складали прісноводні організми всесвітнього та широкого поширення. Біомаса зоопланктону коливалась у межах 52,2-1408,7 мг/м³ за середніх показників біомаси 260,6 мг/м³ та чисельності 19,9 тис.екз/м³ при домінуванні гіллястовусих ракоподібних *Bosmina longirostris*, *Podonevadne trigona*.

За умов маловодного 2002 року та коливаннях швидкості течії Дніпра від 0,01 до 0,20 м/с річковим потоком за вегетаційний період

знесено в Дніпровсько-Бузький лиман 615,4 т зоопланктону. Знесення веслоногих та коловерток відбувається легше, ніж гіллястовусих. Проведені нами роботи є першою спробою встановити стік зоопланктону нижнього Дніпра з урахуванням швидкості течії річки, і для більш ґрунтовних висновків необхідні подальші дослідження.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Марковський Ю.М. Cladocera низов'єв р.Днепра // Тр. ВУГЧАНПОС.- Т. 1. – Херсон, 1925.-С.35-37.
2. Підгайко Л.М. Зоопланктон дельти Дніпра // Тр. Ін-ту гідробіології АН УРСР. – Київ, 1958. – № 34. – С. 155-187.
3. Цееб Я.Я. Вплив зарегулювання стоку на зоопланктон пониззя Дніпра // Пр. Ін-ту гідробіології АН УРСР. – Київ, 1963. – № 39. – С. 52–65.
4. Цееб Я.Я., Сергєєв А.І., Григор'єв Б.П. Зоопланктон Дніпровсько-Бузького лиману і пониззя Дніпра в умовах зарегульованого стоку // Дніпровсько-Бузький лиман. – К.: Наук.думка, 1971. – С. 202-228.
5. Полищук В.С., Григорьев Б.Ф. Зоопланктон // Днепровско-Бугская эстуарная экосистема. – Киев: Наук. думка, 1989. – С. 145-159.
6. Гусынская С.Л. Влияние Каховского водохранилища на зоопланктон нижнего Днепра // Вопросы гидробиологии нижнего Днепра и лиманов Северного Причерноморья. – Киев: Наук. думка, 1987. – С. 44-53.
7. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов: в 2-х т. – Л.: Наука, 1969. – Т. 1: Вводные и общие вопросы планктологии. – 658 с.
8. Шевченко Н.Ф. Методика збору та кількісна оцінка зоопланктосток пониззя Дніпра // Таврійський науковий вісник. Херсон.: Айлант. – 2002. – Вип.24. – С. 126-130.
9. Шевченко Н.Ф., Самойленко Л.М. Зоопланктон низов'єв Днепра // Вопросы гидробиологии нижнего Днепра и лиманов Северного Причерноморья. – Киев: Наук. думка, 1987. – С. 34-44.

УДК 639.3

**ДИНАМІКА ПОКАЗНИКІВ РОБОТИ ДНІПРОВСЬКОГО
ВИРОБНИЧО-ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНОГО ОСЕТРОВОГО
РИБНИЧОГО ЗАВОДУ**

В.Ю.ШЕВЧЕНКО – к. с.-г. н., доцент,
В.О.КОРНІЄНКО – пошукувач,
Н.О.ГОРШКОВА – пошукувач, Херсонський ДАУ

До зарегулювання Дніпра осетрові щорічно складали значну частину загальних уловів, їх вилов у пониззі ріки та Дніпровсько-Бузькому лимані коливався по роках від 10 до 50 т [1]. Після побудови каскаду дніпровських водосховищ і, особливо Каховської ГЕС, більша площа нерестовищ осетрових стала для них недоступною, а нерестовища, що залишилися у пониззі ріки, через зміну гідрологічного режиму, почали замулюватися і були практично загублені. У результаті цього можливості природного відтворення осетрових у

Дніпрі значно знизилися і в сучасності поповнення чисельності популяції дніпровських осетрових знаходиться у прямій залежності від результатів щорічної інтродукції молоді, яку здійснює єдиний на Україні спеціалізований Дніпровський виробничо-експериментальний осетровий риборозплідний завод (ДВЕОРЗ).

Виробничі потужності і технологічні лінії заводу розраховані на роботу в два цикли. У першому циклі використовуються плідники білуги і більша частина плідників російського осетра, а в другому – плідники севрюги й останні партії осетра. Однак, головним чином, робота заводу базується на російському осетру дніпровського стада, частка якого в загальному числі отриманих для цілей відтворення осетрових по роках складає 90-98% [2].

Чисельність інтродукованої у пониззя Дніпра молоді осетрових напряму залежить від кількості та якості плідників, яких отримує осетровий завод для цілей штучного відтворення. За період існування ДВЕОРЗ (1984-2002 р.) до роботи було залучено 1937 екземплярів плідників осетрових, у тому числі 787 самиць та 1150 самців (табл.1).

Таблиця 1 – Кількість плідників осетрових, задіяних у штучному відтворенні

Роки	Отримано плідників, шт			Проін'єктовано плідників, шт			Використано плідників %
	всього	самиць	самців	всього	самиць	самців	
1984	28	7	21	28	7	21	100,0
1985	127	58	69	127	58	69	100,0
1986	189	85	104	167	63	104	88,3
1987	140	54	86	123	51	72	87,8
1988	203	86	117	183	79	104	90,1
1989	210	92	118	199	90	109	94,8
1990	125	53	72	117	45	72	93,8
1991	122	47	75	122	47	75	100,0
1992	134	59	75	120	54	66	89,5
1993	72	28	44	72	28	44	100,0
1994	72	32	40	68	30	38	94,4
1995	117	52	65	107	50	57	91,4
1996	95	41	54	95	41	54	100,0
1997	85	30	55	85	30	55	100,0
1998	58	20	38	54	20	34	93,1
1999	69	16	53	61	16	45	88,4
2000	72	23	49	65	23	42	91,3
2001	89	33	56	84	33	51	94,3
2002	71	22	49	70	22	48	98,5
Разом:	2078	838	1240	1937	787	1150	93,2

Середня кількість плідників осетрових, яких було отримано в перші десять років роботи заводу, складала 139 особин із співвід-

ношенням статей 1: 1,35. Починаючи із 1995 року, почала простежуватись чітка тенденція до зниження обсягів заготоввлі плідників. Кількість отриманих плідників в середньому знизилася до 82 екземплярів, а в окремі роки складала усього 58 – 69 особин. При цьому серед плідників значно зросла питома вага самців, середнє співвідношення статей у даний період складало 1: 1,77.

Якість плідників, які надходили на завод для цілей штучного відтворення, також була дуже різною. Серед заготовлених та доставлених на завод плідників певна частина їх виявилася не придатною до відтворення. Окремі особини мали статеві продукти на ранніх стадіях зрілості, інші перебували на різних ступенях резорбції статевих продуктів, а деякі вже віднерестували у поточному році. Кількість не придатних до відтворення самиць та самців у середньому складала відповідно 4,2 та 6,3 % від загальної кількості плідників, доставлених на завод. Як наслідок, позитивну реакцію на гіпофізарне стимулювання в окремі роки продемонстрували від 86 до 100 % самиць. У залежності від кількості відібраних самиць і їхньої реакції на гіпофізарну ін'єкцію було отримано в окремі роки від 2,531 до 17,512 млн. ікри, інкубацію якої здійснювали в апаратах типу "Осетер" протягом від 4 до 15 доби в залежності від температури води. Після закінчення інкубації було отримано по роках від 1,054 до 8,725 млн. вільних ембріонів (загалом – 103,224 млн. шт).

На ДВЕОРЗ застосовується комбінований метод одержання покатної молоді осетрових, що передбачає вирощування личинок до життєстійких стадій у басейнах із наступним вирощуванням молоді в ставах до нормативних середніх мас. Для вирощування личинок на заводі використовується 240 басейнів загальною площею 1200 м². Тривалість вирощування до маси 50-120 мг складала в середньому 17-22 доби. З переходом на екзогенне живлення, молодь забезпечувалася адекватними живими кормами (наупліями артемії, коловертками, дафнією та олігохетами), виробництво яких у необхідних обсягах здійснювалося кормоцехом заводу.

За період роботи заводу було підрощено 63,2 млн. шт. личинок з коливаннями по роках, у залежності від кількості плідників і еколого-технологічних причин, від 0,387 до 5,670 млн. шт.

Ставовий фонд ДПЭОРЗ складає 72 га і нараховує 30 вирощувальних ставів площею 2 – 3 га. При вирощуванні покатної молоді в ставах застосовується тільки пасовищна форма, при якій головна увага приділяється спрямованому формуванню природної кормової бази ставів за допомогою використання комплексу органіно-мінеральних добрив і внесення маткових культур кормових гідробіонтів. Тривалість ставового вирощування до досягнення молоддю маси 2 – 3 г складала 24-30 доби. Кількість отриманої молоді по роках коливалася від 0,238 до 4,018 млн. шт. молоді білуги, севрюги і російського осетра, із постійною перевагою останнього.

Підсумком 18-річної роботи ДВЕОРЗ із штучного відтворення осетрових явилася інтродукція в пониззя Дніпра та Дніпровсько-Бузький лиман більше 40 млн. шт. покатної молоді осетрових, що забезпечило істотне поповнення їх популяцій.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Корнієнко В.О., Шевченко В.Ю. Проблеми штучного відтворення осетрових в р.Дніпро //Другий з'їзд гідроекологічного товариства України. – К. – 1997. – С. 43 – 45.
2. Плахотнюк В.М., Циван Ю.В., Корнієнко В.О. Результати рибогосподарської діяльності Дніпровського осетрового риборозплідного заводу //Таврійський науковий вісник. – вип. 7. – Херсон. – 1998. – С. 420 – 426.

УДК 639.3

**ВІДТВОРЕННЯ ТА ВИРОЩУВАННЯ ПІЛЕНГАСУ
У ХАДЖИБЕЙСЬКОМУ ЛИМАНІ**

П.В.ШЕКК – к.б.н., Управління “Одесарибвод”

Хаджибейський лиман площею 11 тис. га є однією з найбільш продуктивних водойм Північно-Західного Причорномор'я. За останнє сторіччя декілька разів змінювався його гідролого-гідрохімічний режим, флора та фауна. На його початку це була солоня вода, де мешкали лише бички, камбала-глоса та мідії. У 80-х роках лиман опріснівся, змінився склад його біоценозу. Основу уловів почали складати прісноводні риби (карась, короп, окунь). На цей час припадають й максимальні показники рибопродукції, яка у 1984 році сягнула за 1200 т (110 кг/га).

У 90-х роках знов намітилася тенденція щодо зростання солоності лиману. У відкритій акваторії Хаджибейського лиману солоність досягла 6-9‰, що виявилось однією з причин падіння його рибопродуктивності. Особливо це стало помітним у Паліївській затоці, де до 1990 року при солоності 1-2‰ вирощували більше 600 т коропу та рослиноїдних риб (1000-1100 кг/га), а у 1992-1993 роках, завдяки зростанню солоності до 10-12‰, затока виявилась непридатною для прісноводного рибництва. Зважаючи на це, була запропонована інтродукція в Хаджибейський лиман далекосхідної кефалі піленгасу. Для реалізації цієї програми у 1993 році на базі Паліївської затоки було збудовано сучасний риборозплідник для відтворення кефалевих риб. Починаючи з 1997 року, Паліївська риборозплідна дільниця увійшла до складу Дирекції виробничо-дослідних експериментальних рибоводних об'єктів управління “Одесарибвод”.

Із метою удосконалення методів відтворення кефалі піленгасу та оцінки ефективності його пасовищного вирощування в умовах

Хаджибейського лиману були проведені відповідні дослідження, результати яких лягли в основу даної роботи.

Матеріал та методика. Вихідний матеріал збирали протягом 1993-2003 років у ході штучного відтворення піленгасу на Паліївській риборозплідній ділянці. Роботи проводились за раніше розробленою біотехнікою [3]. Аналіз та обробка іхтіологічного матеріалу здійснювалися із застосуванням загальноприйнятих методик.

Результати досліджень. Протягом 1992-1994 років для одержання статевих продуктів при штучному відтворенні піленгасу на Паліївській риборозплідній ділянці використовували плідників від маточного стада, яке було зформоване в ставових умовах. У ході подальших досліджень виявилось, що для відтворення доцільно використовувати плідників із природної популяції піленгасу, що сформувалася за цей час у Паліївській затоці. У 1996-1997 р.р. вона була представлена рибами у віці 2-7 років, довжиною від 25 до 75 см та масою від 0,24 до 3,75 кг. Самці досягали статевої зрілості в віці 1+ (0,35-0,7 кг), самиці – у віці 2+ – 3+ (0,8-1,2 кг).

Для цілей штучного відтворення використовувалися самці масою 0,7-1,5 кг (1+ – 2+) та самиці масою 1,2-2,5 кг (3+ – 4+). Заготівлю плідників у необхідній кількості здійснювали восени, після попередньої вибраковки їх розміщали на зимівлю в ставах ділянці. Взимку при температурі води нижче 5-6°C риб не годували. За період зимового утримування маса плідників зменшувалась на 5-17%, але коефіцієнт вгодованості залишався достатньо високим і процес дозрівання статевих продуктів проходив нормально.

Було встановлено, що сума теплонакопичення в березні – травні в 1200-1400 градусоднів забезпечує дозрівання 30-40% самиць та 40-60% самців. Весною, на початку травня, при температурі 16-18°C проводили бонітування, у ході якого відбирали плідників з гонадами на 4-й стадії зрілості – самців, у яких при натисканні на живіт виділялась крапля сперми, та самиць з яйцеклітинами діаметром 560-680 мкм. Плідників утримували в рециркуляційних установках інкубаційного цеху за оптимальних параметрів середовища (температури води 18-20°C та солоності 18-19 ‰), які штучно підтримувалися. Для стимулювання нересту використовувались градуальні ін'єкції суспензії ацетонованого гіпофізу сазана (АГС) або коропа (АГК). Ефективна доза АГС для самиць становила від 3 до 10 мг/кг, АГК – від 5 до 16 мг/кг; для самців АГС – від 1 до 2 мг/кг, АГК – від 2 до 4 мг/кг.

Самиці, які були краще підготовані до нересту, потребують менші дози гіпофізу: для риб з ооцитами діаметром 600-650 мкм ефективною є доза АГС 5-10 мг/кг, а тривалість дозрівання становить близько 50-65 годин; для риб з ооцитами діаметром 630-680 мкм відповідно – 5,5-8,0 мг/кг та 35-50 годин.

Встановлено, що плідники з природної популяції більш чутливі

до гіпофізарних ін'єкцій. Оптимальні дози АГС та АГК для них майже на 20% менші, ніж для риб з маточного стада, що утримувалося в ставових умовах.

У хаджибейського піленгаса спостерігається зміна певних морфометричних характеристик ікри. Якщо загальний діаметр її залишився незмінним, то розміри жирової краплі, в порівнянні з рибами із Шаболатського лиману, зросли, що свідчить про кращу пристосованість хаджибейської популяції піленгасу до умов низької солоності.

Для запліднення статевих продуктів використовувався сухий, або напівсухий спосіб. Інкубація відбувалась безпосередньо в виростних рециркуляційних системах, розміщених під навісом, за температури води 19-23°C та солоності 18-19‰. Мірою росту личинок (починаючи з 7-8 доби) воду поступово опріснювали так, щоб на 20-25 добу, коли метаморфоз личинок завершується, вода в системах була повністю замінена на лиманну з солоністю 10-12‰.

Підгощування личинок здійснювали у виростних басейнах при щільності посадки від 80 до 95 екз/л. Кормом для личинок слугував зоопланктон, який здобували планктонними сітками в затоці. 80% зоопланктону складала циклопоїди (різних стадій, від науплій до дорослих ракоподібних), решта – трохофори молюсків, коловертки, інфузорії. Щільність кормових організмів у виростних басейнах протягом 1-7 доби підтримували на рівні 7-9 екз/л, поступово знижуючи на 15-16 добу концентрацію до 3-5 екз/л.

На ранніх стадіях личинки віддавали перевагу наупліям ракоподібних, у більш дорослому віці – дорослим ракоподібним. Трехофори молюсків, інфузорії та коловертки завжди відігравали другорядну роль. Простежувався чіткий добовий ритм живлення личинок з 3-4 піками в ранкові (1-2), денні (1) та вечірні часи (1). Аналогічні особливості живлення личинок піленгасу відмічались і безпосередньо в затоці, причому в їх харчовому спектрі завжди переважали найбільш масові в водоймі ракоподібні.

Метаморфоз у личинок починався на 8-10 добу при довжині 5,3-6,5 мм та масі 1,5-2,6 мг і повністю закінчувався на 20-22 добу. У цьому віці мальки піленгасу були повністю зформовані, мали довжину 10-25 мм та масу 80-210 мг. Застосування такої технології забезпечує виживання від стадії вільного ембріона 25-30% личинок.

Для подальшого вирощування личинок переводять до Паліївської затоки. Висока температура (25-28°C), низька солоність (10-12‰) та значні біомаси зоопланктону (1,8-3,2 г/м³) протягом 1997-1999 років сприяли швидкому росту молоді піленгаса – цьоголітки досягали середньої довжини до 20,5 см і маси до 115 г. Після 1999 року зростання солоності (до 15-17‰) та забруднення затоки привели до погіршення умов нагулу молоді піленгасу.

Уперше було вивчено відношення різновікових груп піленгасу до вмісту кисню у воді, що надало можливість визначити оптимальні, кри-

тичні та порогові показники концентрації кисню для ембріонального періоду розвитку (табл. 1), для личинок та мальків піленгасу (табл. 2).

Таблиця 1 – Оптимальні, критичні та порогові концентрації кисню для ембріонального періоду розвитку піленгасу

Концентрація кисню, мг/л	Солоність, ‰					
	19			20		
	Температура, °C					
	18	19	20	18	19	20
Оптимальна	4,63-6,95	4,72-7,08	4,82-7,22	4,89-6,90	4,98-7,04	5,08-7,17
Критична	2,61	2,66	2,71	2,88	2,94	2,99
Порогова	1,74	1,77	1,81	2,01	2,05	2,09

Паралельно з заводським методом штучного відтворення піленгасу розроблявся та впроваджувався екстенсивний метод, за яким плідникам робили попередню ін'єкцію АГС, витримували їх протягом 16 годин у рециркуляційних системах інкубцеху, а потім після завершальної ін'єкції випускали до Паліївської затоки. Для цих цілей на початку використовували самців та самиць з гонадами на 4-й стадії розвитку, а в подальшому тільки самиць, бо дозрівання самців в водоймі, за нашими спостереженнями, проходить цілком природно. Як показали спостереження, за таких умов відбувався природний нерест у 20-30 % плідників, розвивалось 40-70% ікри, а вихід личинок становив 10-15%. Такі відносно високі показники досягались завдяки високій солоності води в затоці, значним концентраціям зоопланкtonу та малій чисельності хижаків.

Таблиця 2 – Порогові та критичні концентрації кисню для личинок та мальків піленгасу

Вік	t, °C	Концентрація кисню, мг/л			
		Критична		Порогова	
		Lim	Середня	Lim	Середня
Личинка (10-12 діб)	19-24	2,12-2,38	2,24	1,51-1,98	1,69
Мальки (30-35 діб)	22-26	1,85-2,05	1,92	1,15-1,65	1,35

Е.Г.Воля та інші [2] повідомляють, що спостерігається природне відтворення піленгасу в Хаджибейському лимані за існуючої солоності 4-7‰. Це суперечить нашим дослідженням, які показали, що за солоності 5-10‰ відбувається масова загибель ікри, а молодь, яка вижила за таких умов, має суттєві фізичні порушення [1]. Цього не спостерігається в Хаджибейському лимані, де не знайдено також віднерестилих плідників, ікри та ранньої личинки піленгасу. Все це може свідчити про те, що штучне відтворення кефалі також і природне проходять у межах Паліївської затоки за солоності 15-17‰, а личинка та молодь піленгасу потрапили до лиману завдяки прориву дам-

би риборозплідної ділянки навесні 2003 року.

Пасовищне вирощування піленгасу проводиться в Хаджибейському лимані з 1997 р. Навесні водойму зарибляли однорічками, а восени цюголітками кефалі. За 1997-2003 рр. в лиман було посаджено понад 40 млн. молоді піленгасу та понад 3 млн. інших риб (карася, рослиноїдних, коропа).

У 1997 році загальний вилов в водоймі знизився до 53,9 т, основу уловів становив окунь, рослиноїдні та карась. Починаючи з 1999 р., в уловах з'являється піленгас, вилов якого поступово зростає до 381,5 т (2001 р.). У 2002 р. запаси піленгасу у водоймі дещо знижуються внаслідок скорочення обсягів зариблення та зростання чисельності судака. У 2003 році становище покращується завдяки меліоративному лову судака та збільшенню обсягів зариблення. Всього за період 1998-2003 рр. в лимані виловлено 1016,9 т кефалі.

Наші спостереження показали, що офіційний вилов становить у кращому випадку 1/3 загального. Близько третини улову приховується, майже стільки ж (а в деякі роки і більше) видобувається рибалками-любителями. Враховуючи середню багаторічну вагу промислового піленгасу в водоймі, легко підрахувати, що промислове повернення становить близько 37%. Це є дуже високим показником та свідчить про перспективність використання піленгаса як об'єкта вирощування в цій водоймі.

За результатами проведених досліджень можна констатувати доцільність використання для штучного відтворення піленгасу плідників із природних популяцій. Ефективна доза АГС для самиць 3-10 мг/кг, АГК – 5-16 мг/кг, для самців, відповідно, 1-2 та 2-4 мг/кг.

Вирощування в рециркуляційних системах при щільності посадки 80-95 екз/л та використанні природного зоопланктону забезпечує виживання 25-30% личинок.

Встановлені оптимальні, критичні та порогові концентрації кисню для ембріонів, личинок та молоді піленгасу.

Розроблено метод розведення піленгасу шляхом гормональної обробки та подальшого природного нересту безпосередньо у водоймі.

Промислове повернення піленгасу при пасовищному вирощуванні становить близько 37%, що свідчить про перспективність його використання як об'єкта товарного рибництва.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Були Л.И. Влияние солености на жизнеспособность пиленгаса *Mugil so-iu* Basilewsky в раннем онтогенезе //Тезисы док. V Всесоюз. конф. по раннему онтогенезу рыб. – М. – 1991. – С.180 -182.
2. Воля Е.Г., Бушуев С.Г., Дручин А.И. Массовый нерест пиленгаса в условиях Хаджибейского лимана //Рыбное хозяйство Украины.- 2003. -№5 (28).– С.2–3.
3. Куликова Н.И., Шекк П.В. Биотехника искусственного воспроизводства кефалей (лобана, сингиля, пиленгаса) с описанием схемы типового питомника. – Керчь. – 1996. – 30 с.

**РИБОГОСПОДАРСЬКІ АСПЕКТИ БУДІВНИЦТВА
ТА ЕКСПЛУАТАЦІЇ ГІДРОЕКОСИСТЕМ
АРИДНИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ**

І.М.ШЕРМАН – д.с.-г.наук, професор,
Ю.В.ПИЛИПЕНКО – к.б.н., доцент,
М.В.КОЗИЧАР – к.с.-г.н., доцент,
І.В.ГЕРАСИМОВ – аспірант, Херсонський ДАУ

Північно-Західне Причорномор'я прорізане річковими системами Дунаю, Дністра, Північного Бугу, Дніпра, більш дрібними річками басейну Чорного моря, що є основними джерелами прісної води даного регіону. Дефіцит атмосферних опадів, обсяг яких не покриває витрат води, обумовлених випаровуванням і транспірацією, дозволяє віднести клімат Північно-Західного Причорномор'я до аридного.

Об'єктивні передумови природнокліматичного походження в історичному плані орієнтували основну частину населення на пасовищне тваринництво, рибальство, переробку, збереження м'яса і риби. Землеробство розвивалося винятково в безпосередній близькості від річкових систем. При віддалені від джерела прісної води ризик закономірно зростав, тому що регіон у цілому розташований у зоні ризикованого землеробства. Сприятливі погодні умови для богарного землеробства склалися один раз у кілька років, коли врожаї були високими, що дозволяло деякою мірою компенсувати зусилля в посушливі роки з низькою врожайністю.

Ріст чисельності населення, розвиток промисловості зумовили суттєве збільшення витрат прісної води і безперебійного водопостачання промислово-побутового комплексу. Об'єктивно виріс попит на продукти харчування і, у першу чергу, продукцію рослинництва, що повинна бути представлена не тільки овочами і фруктами, але і компонентами кормів для тваринництва, сировиною для промисловості.

Для задоволення об'єктивного попиту на прісну воду було розгорнуте гідробудівництво, основною орієнтацією якого було забезпечення промислово-побутового комплексу, сільського господарства, одержання електроенергії, поліпшення умов судноплавства. Для вирішення цього завдання були побудовані греблі, які зарегулювали стік основних річкових систем Північно-Західного Причорномор'я, що обумовило виникнення каскаду водосховищ і забезпечило акумуляцію води та можливість наступного її перерозподілу в часі і просторі за допомогою системи каналів.

Поряд із великими рівнинними водосховищами загальнодержавного значення створювалися середні і малі водосховища різного цільового призначення, походження і відомчого підпорядкування, що були орієнтовані на вирішення локальних завдань (табл. 1).

Таблиця 1 – Наявний водний фонд України [3]

Водойми	Площа, тис.га	Частка, %
Ставові господарства	208,6	12,3
Озера і лимани	402,2	23,6
Малі водосховища	252,4	14,8
Середні водосховища	123,4	7,2
Великі водосховища	702,2	41,2
Водойми-охолоджувачі	13,5	0,8
Всього	1702,3	100,0

Усе це привело до того, що сьогодні Північно-Західне Причорномор'я фактично прорізане мережею каналів, покрито великими, середніми і малими водосховищами, що утворили своєрідну гідрографічну мережу штучного походження, а вона у свою чергу переплелася з природними водотоками.

Загальновідомо, що водосховища і канали є продуктом діяльності людини, створеним за інженерними проектами, вони відповідають за своїми параметрами визначеними технічними характеристиками, технологічними і функціональними. Поряд із цим вода є середовищем для мешкання живого, а саме флори і фауни, що живуть за своїми біологічними законами, які не регламентовані техногенною діяльністю людини, що не враховуються в процесі проектування і будівництва гідроспоруд [2].

У залежності від ряду об'єктивних умов флора і фауна водосховищ і каналів може одержати менший чи більший розвиток, що оцінюється за видовим складом, кількістю і біомасою гідробіонтів. Флора і фауна взагалі, каналів і водосховищ зокрема, знаходяться в тісному взаємозв'язку. Гідрофлора представлена продуцентами, а гідрофауна представлена консументами різних трофічних рівнів, що утворюють різноякісну біомасу, значна частина якої є природною їжею для ряду цінних видів риб. Кількісні показники розвитку продуцентів і консументів різних трофічних рівнів обумовлені якісними і кількісними параметрами навколишнього середовища.

Проведені спеціальні дослідження й аналіз іхтіофауни штучних водойм свідчить, що вона представлена переважно видами, які не мають господарської цінності. Це обумовлено тим, що більшість штучних і трансформованих природних водойм не мають відповідних умов для розмноження видів риб, віднесених до цінних промислових. Поряд з цим малоцінні види не пред'являють високих вимог до умов розмноження легко збільшують свою чисельність, займають домінуюче положення в іхтіоценозах, використовуючи природну їжу, що сформувалася в конкретній водоймі [1,2,5].

Ці малоцінні види трансформують кормові ресурси водойм у кормову базу, споживають харчові гідробіонти, забезпечуючи наростання іхтіомаси, що представлена видами, які не користуються дос-

татнім попитом і не забезпечують рентабельністю формування рибопродукції. Для раціонального рибогосподарського використання біопродукційного потенціалу, у зв'язку з викладеним, очевидна необхідність споживання кормових ресурсів цінними видами риб, що можливо тільки за умови спрямованого формування іхтіофауни штучних і трансформованих акваторій.

Спрямоване формування іхтіофауни розглянутої групи водойм передбачає створення сприятливих умов розмноження для аборигенних цінних видів риб, що досить проблематично, і систематичну інтродукцію життєстійкого рибопосадкового матеріалу цінних об'єктів аквакультури, орієнтованих на раціональне харчове споживання визначених компонентів флори і фауни. Іншими словами, кормові ресурси будуть трансформовані в кормову базу цінних видів риб, що дозволить одержати стабільний попит і забезпечити високу рентабельність виробництва.

Увага на високій рентабельності акцентується не випадково. Вона обумовлена низькими виробничими витратами, що включають вартість рибопосадкового матеріалу, витрати на охорону і вилов риби. При цьому виключені витрати типові для традиційних тепловодних ставових господарств (на водоспоживання, органо-мінеральні добрива, штучні корми, ремонтно-будівельні роботи) [4].

Стрімке зростання водоспоживання супроводжується різким збільшенням обсягів скидних вод, що об'єктивно спричиняє необхідність включення в систему гідробудівництва й експлуатації очисні споруди. Конструкції сучасних очисних споруд різні, їхня універсальність і ефективність залишають бажати кращого, а експлуатаційна надійність у ряді аварійних випадків вимагає їхньої зупинки для ремонтно-будівельних робіт, що передбачає проходження скидних вод поза очисних споруд. Значна частина скидних вод надходить у водойми практично без очищення, або очищення носить умовний характер, що несе в собі очевидний негатив. Поряд із цим водяна і вітрова ерозія забезпечують додаткове надходження у водойми компонентів, що певним чином впливає на якість води.

Однак, поряд із погіршенням якості води з класичних позицій, гідроекосистеми у ряді випадків одержують могутній приплив біогенних елементів, що стимулюють збільшення біомаси продуцентів, а отже і консументів різних трофічних рівнів, формуючи значні обсяги кормових ресурсів, що можуть стати високоякісною природною кормовою базою для цінних видів риб за умови спрямованого формування іхтіофауни штучних і трансформованих гідроекосистем. При цьому поряд з іригаційними водоймами, особливе положення займають технічні водосховища, гідрографічна мережа яких одержала могутній розвиток у найбільш індустріально розвинених регіонах країни.

Цю групу водойм досить умовно, без претензій на їх класифікацію, можна розділити на дві категорії, поклавши в основу диферен-

ціювання принципово різний характер їх експлуатації. Суть розходження обумовлена технологічними процесами, що визначають наявність у технологічному ланцюзі джерела водопостачання. При цьому в одному випадку технічна водойма функціонує як джерело водопостачання з розімкнутим чи замкнутим циклом, а в іншому випадку його функції значно розширюються і додатково містять у собі охолодження води. Таким чином, одна категорія технічних водойм має природний термічний режим, інша – підвищений термічний режим, пов'язаний з особливостями технології, ланкою якої вони є.

Для пойкілотермних тварин, до яких відносяться риби, виняткове значення здобуває температура води взагалі і сума температур зокрема. Це, у свою чергу, обумовлює довжину вегетаційного періоду, але при одній умові, що температура не виходить за межі екологічного комфорту культивуємих видів риб. У водоймах-охолоджувачах нашої країни складаються сприятливі умови для нагулу і зимівлі теплолюбивих видів риб, відкриваються об'єктивні можливості для культивування холодолюбивих видів риб у зимовий період.

Поряд із традиційними компонентами прісноводної аквакультури, які представлені коропом, білим амуром, білим товстолобиком, строкатим товстолобиком, гібридами білого і строкатого товстолобиків, що сьогодні вирощуються в тепловодних ставових рибних господарствах, водосховища можуть і повинні стати акваторіями, де об'єктами культивування будуть чорний амур, піленгас, ряд видів і гібридів осетроподібних, окремі види лососеподібних і окунеподібних, деякі безхребетні.

Сьогодні, і на доступну для огляду перспективу, основна частина культивованих видів вирощується і буде вирощуватися на природних кормах. Виробництво щодо делікатесної продукції, а саме осетрових і лососевих, зажадає адекватної годівлі, що буде виправдано ціною реалізації цієї продукції.

Підсумовуючи викладене, слід зазначити, що розглянута як перспективний напрямок рибництва система не вимагає землевідводу і водовід'єму, проектування і будівництва ставів, включаючи дорогі гідропоруди, що забезпечують забір і скидання води. При цьому виключається потреба в органічних добривах і штучних кормах. Культивування риб і безхребетних за принципом пасовищної аквакультури має не тільки економічну доцільність і перспективність, а й одночасно є екологічно переважною. Це обумовлено тим, що з вилученням органіки у вигляді флори і фауни кормових гідробіонтів із водосховищ відбувається процес трансформації її в іхтіомасу культивуємих видів риб, що виступає в якості рибопродукції.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Виноградов В.К. Поликультура в товарном рыбководстве. – М. – 1985. – 36 с.
2. Кудерский Л.А. Экологические основы формирования и использования рыб-

- них ресурсів водохранилищ. //Автореф. дисс. д.б.наук. – М. – 1992. – 85 с.
3. Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. Водний фонд України. – К.: Ніка-Центр, 2001. – 392 с.
 4. Ресурсозберігаюча технологія вирощування риби в малих водосховищах. //Шерман І.М., Краснощок Г.П., Пилипенко Ю.В. та ін. – Миколаїв: Возможности Киммерии, 1996. – 51 с.
 5. Шерман И.М. Экология и технология рыбоводства в малых водохранилищах. – К.: Вища школа, 1992. – 214 с.

УДК: 639.3

ВПЛИВ УМОВ ІСНУВАННЯ ТА ПРОДУКЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ НА МОРФО-БІОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ СРІБЛЯСТОГО КАРАСЯ CARASSIUS AURATUS GIBELIO

І.М.ШЕРМАН – д. с.-г. н., професор,
В.С.ПОЛІЩУК – к. б. н., доцент,
О.О.МАЛИШЕВА – пошукувач, Херсонський ДАУ

Сріблястий карась широко представлений у природних і штучних водоймах, є компонентом іхтіофауни і об'єктом культивування, користується попитом у населення, має відповідне значення у рибництві і рибальстві, особливо на півдні України.

Методика досліджень. У цьому зв'язку були виконані спеціальні дослідження, з використанням загальноприйнятих методик, орієнтованих на визначення морфо-біологічних показників сріблястого карася на фоні умов існування і у зв'язку з характером продукційних процесів в природних і штучних акваторіях [1,2].

Дослідження виконувалися на базі окремих ділянок Дніпровсько-Бузького лиману та Андрієво – Зоринської водойми, яка є своєрідним малим водосховищем у складі акваторій ВАТ "Миколаївське сільськогосподарське рибоводне підприємство", яке здійснює тут вирощування товарної риби. В якості експериментального матеріалу були використані дволітки сріблястого карася у водоймах з різним рівнем розвитку продуцентів та консументів, визначаючих кормову базу. Для забезпечення цього боку досліджень здійснювався систематичний контроль біомаси фітопланктону, зоопланктону, зообентосу [3]. Вивчення морфо-біологічних показників дволітків сріблястого карася супроводжувалося аналізом провідних біохімічних показників, які в певній мірі дозволяють оцінити якісні показники продукції і розширити уяви про вплив факторів середовища і умов існування на значущі показники сріблястого карася [4].

Узагальнення матеріалів польових зборів, їх камеральна обробка з використанням окремих елементів математичного апарату [5], який є загальноприйнятим для таких досліджень, дали можливість

отримати відповідну уяву про окремі морфологічні показники сріблястого карася.

Результати досліджень. Дволітки Дніпровсько-Бузького лиману у порівнянні з Андрієво-Зоринською водоймою мали більшу масу тіла, більші лінійні розміри, більший коефіцієнт вгодованості і відповідно в якості товарної продукції за формальними ознаками мали більшу привабливість (табл. 1). При цьому треба мати на увазі і той факт, що сучасний ринок і попит на рибу формується і залежить переважно від цінового механізму, а це призводить до орієнтації більшої частини населення нашої країни не на кращу, а на дешевшу рибу.

Таблиця 1 – Морфометричні показники сріблястого карася

Акваторії	m, кг		L, см		l, см		Кв	
	M ± m	Cv	M ± m	Cv	M ± m	Cv	M ± m	Cv
Дніпровсько-Бузький лиман	0,28±0,04	14,74	23,8±2,46	8,26	19,9±1,08	8,94	3,6±0,10	8,42
Андрієво-Зоринська водойма	0,16±0,03	16,32	20,4±2,28	9,45	17,1±0,92	7,36	3,2±0,09	9,24

У цьому зв'язку не тільки з позиції біології виду в ареалі, а і з боку споживної якості продукції доцільно розглянути окремі біохімічні показники, які певною мірою характеризують сировину, як базу потенційного продукту харчування (табл.2).

Таблиця 2 – Біохімічні показники сріблястого карася

Акваторії	У % сирові речовини			
	волога	жир	білок	зола
Дніпровсько-Бузький лиман	78,6	3,9	16,3	1,2
Андрієво-Зоринська водойма	80,5	3,8	14,3	1,4

Дволітки Дніпровсько-Бузького лиману у порівнянні з Андрієво-Зоринською водоймою мали менший вміст води та зольних елементів, але демонстрували дещо більший вміст жиру і суттєву перевагу за вмістом білка, що достатньо вагомо.

Причину встановлених особливостей необхідно шукати в умовах і це доцільно робити тому, що генезис та єдність походження дволіток сріблястого карася у досліджуваних водоймах не викликає сумніву. Не зупиняючись на загальновідомій біології виду, стверджуємо, що, як показали дослідження, фізико-хімічний режим досліджуваних акваторій, його якісні та кількісні показники перебували у межах оптимуму для сріблястого карася, не могли впливати на різкі можливості реалізації потенції росту, забезпечуючи суттєві розходження у окремих біохімічних показниках.

Керуючись цією концепцією, особлива увага була зосереджена на продукційних процесах, які формують кормові ресурси, котрі в свою чергу у процесі споживання рибами, а у нашому випадку – сріблястим карасем, трансформуються у кормову базу (табл.3).

Таблиця 3 – Середньосезонні показники біомаси та кормових гідробіонтів

Групи гідробіонтів	Дніпровсько-Бузький лиман (східний район)		Андрієво-Зоринська водойма	
	Біомаса	Продукція, кг/га	Біомаса	Продукція, кг/га
Фітопланктон, г/м ³	2,54	39110,4	15,75	22684,3
Зоопланктон, г/м ³	0,659	633,0	2,341	561,8
Зообентос, г/м ²	14,83	741,5	32,3	1938,0

Розглядаючи досліджувані акваторії, бачимо, що продукція Дніпровсько-Бузького лиману по фітопланктону складає 39110,4 кг/га, по зоопланктону – 633,0 кг/га, по зообентосу – 741,5 кг/га. Продукція Андрієво-Зоринської водойми по фітопланктону складає 22684,3 кг/га, по зоопланктону – 561,8 кг/га, по зообентосу – 1938,0 кг/га. Наведене вище свідчить про те, що, за контрольованими параметрами, продукція продуцентів і кормових гідробіонтів, які складають основу раціону сріблястого карася, вища у Дніпровсько-Бузькому лимані.

Констатуючи цей факт, необхідно приймати до уваги те, що ці водойми суттєво відрізняються за площею. При цьому необхідно брати до уваги й той факт, що середня глибина Дніпровсько-Бузького лиману складає 4,8м, а середня глибина Андрієво-Зоринської водойми 1,5м. Ця обставина суттєво розширює можливості харчових міграцій сріблястого карася Дніпровсько-Бузького лиману, забезпечуючи значно більшу площу пасовища, одночасно впливаючи на його етологію та функціональне навантаження.

Не виключається, що ці аспекти є основою розбіжностей між умовами існування сріблястого карася у досліджуваних водоймах, а ці обставини достатньо вірогідно можуть впливати на морфобіологічні показники та хімічний склад досліджуваного виду в ареалі.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. -М.: Пищевая промышленность, 1966. – 376с.
2. Малишева О.О. Якісні аспекти товарної риби пристосованих для рибництва водойм //Проблеми аквакультури и функционирования водных экосистем. – К., 2002. – С.63-64.
3. Правоторов Б.И., Алексенко Т.Л., Полищук В.С. Влияние гидротехнических работ на состояние экосистемы Днепровско-Бугского лимана// Рибне господарство України. – 2002. – № 3-4. – С.19-21.

4. Солнцева Г.Л., Хорошкова И.Д., Лотова Г.Я. Ускоренный метод определения комплекса химических показателей качества мясopодуктов из одной навески исследуемой пробы. – М.: ВНИИМП, 1975. – С. 61-63.
5. Плохинский Н.А. Биометрия. – М.: МГУ, 1961. – 150 с.

УДК 639.3

ПІДРОЩУВАННЯ МОЛОДІ ВЕСЛОНОСА ДО ЖИТТЄСТІЙКИХ СТАДІЙ В УМОВАХ ДНІПРОВСЬКОГО ВИРОБНИЧО- ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНОГО ОСЕТРОВОГО РИБНИЧОГО ЗАВОДУ

І.М.ШЕРМАН – д. с.-г. наук, професор,
В.Ю.ШЕВЧЕНКО – к. с.-г. наук, доцент,
Н.О.ГОРШКОВА – пошукувач, Херсонський ДАУ

У загальній проблемі підвищення життєстійкості молоді осетроподібних на етапах онтогенезу істотну роль відіграє не тільки якість плідників, але і техніка штучного відтворення. При цьому слід відзначити, що наявна техніка розведення осетроподібних не є універсальною, її застосування в регіонах передбачає необхідність адаптації до місцевих умов, це тим важливіше, якщо мова йде про новий об'єкт культивування, яким для України є веслоніс.

Найбільш складним етапом технології отримання життєстійкої молоді є період раннього постембріогенеза, що стосовно осетрівництва співпадає з процесом підрощування молоді в басейнах. Саме в цей час у молоді спостерігаються істотні морфологічні та фізіологічні зміни, вона в цей час дуже вибаглива до біотичних та абіотичних показників середовища. У плані технології в цей час спостерігаються максимальні втрати матеріалу. Розглядаючи проблему вирощування життєстійкої молоді веслоноса, ми знайшли доцільним проаналізувати деякі моменти підрощування, пов'язаних з строками отримання молоді в розрізі партій, що були отриманні в процесі відтворення в умовах Дніпровського виробничо-експериментального осетрового рибничого заводу, встановивши при цьому вплив абіотичних та біотичних аспектів.

Зазвичай, початком викльову є появлення в інкубаційному апараті декілька десятків передличинок, які виклюнулися, кінцем – коли в апараті окрім загиблої ікри залишилися зародки потворної будови. Масовий викльов спостерігається на другу добу від початку викльову, пік – через 42 год. (50%)[6]. Залежно від температури води через 8-9 діб після вилуплення личинки переходять на змішане живлення. Перехід на зовнішнє живлення передличинок здійснюється лише при досягненні ними необхідного рівня розвитку, який в значній мірі залежить від зовнішніх факторів середовища та в першу чергу від температури [1]. Найбільш сприятлива температура витримування передличинок лежить в межах 17-22°C. Вони достатньо рухомі та

енергійно плавають, за 2-3 дні до початку живлення 15-20 % з них починають робити колові рухи або повороти, як би шукаючи їжу [4]. Передличинки рівномірно розподіляються в товщі води або скупчуються в найбільш освіченої частині басейну. При більш низьких температурах поведінка передличинок трохи інша. Передличинки до переходу на активне живлення здійснюють більш пасивні плавальні рухи. В цей час спостерігається основна загибель передличинок, які перед цим занурюються на дно й здійснюють там лише слабкі рухи хвостовою частиною тіла [3]. Критичними є температури – 11-12°C та 26-27°C, летальними 8-9 та 31-32°C [2,7].

Підрощування молоді веслоноса в умовах ДВЕРОЗ відбувалося в круглих басейнах площею 5 м². У процесі підрощування температура води коливалася від 16 до 21°C, величина рН змінювалась від 7,6 до 8,3, що є трохи вище оптимального значення (6,5-7,8) [5] та є небажаним для розвитку веслоноса в період раннього постембріогену. Концентрація розчиненого у воді кисню знаходилася в нормативних межах та коливалася від 5,9 до 7,7 мг/л. Загальна твердість води змінювалась від 3,8 до 4,97, перманганатна окислюванність коливалася в межах від 11,3 до 15,5 мгО₂ /л. Хлориди та сульфати не завдають негативного впливу на риб у досить широкому діапазоні величин, в умовах господарства не перевищували характерні для даного регіону значення та знаходилися в межах від 46 до 81,4 мг/л та від 62 до 97 мг/л, відповідно. Склад біогенних елементів коливався: за фосфором – від 0,2 до 0,34 мг/л; за амонійним азотом – від 0,005 до 0,178 мг/л; за нітритами від 0,002 до 0,083 мг/л, за нітратами від 0,15 до 1,2 мг /л. У період підрощування здійснювалась годівля молоді веслоноса живою дафнією за поїданням.

Найкращі результати отриманні при підрощуванні молоді веслоноса від першої партії самиць, коли до робіт з відтворення стали за температури води 13 °С, а личинки були висаджені на підрощування 16 травня за температури води 14,5 °С. Інтервал між партіями становив 4 – 5 діб.

При контрольному лові (2 червня) личинки першої партії вже набули маси 35,1 мг, другої партії – 26,3 мг, третьої – 20,6 мг. За кінцевою масою та за динамікою росту личинки першої партії мали найкращі показники, тобто 1,9 г, в порівнянні з 1,3 та 0,78 г (табл.1).

Таблиця 1 – Динаміка росту личинок веслоноса в період підрощування, мг

Партія	02.06	07.06	14.06	20.06	25.06	28.06	01.07
I партія	35,1	109	551	1182	1900		
II партія	26,3	85	420	765	1025	1300	
III партія	20,6	60	255	462	535	620	780

Щільність посадки личинок веслоноса на початку вирощування становила 1-1,3 тис.шт/м². Наприкінці вирощування в наслідок відходу частини молоді щільність посадки знизилася до 0,1-0,36 тис. шт/м². Від трьох партій загалом було отримано 468 тис. шт личинок веслоноса, найбільша чисельність при цьому припадає на першу партію – 196 тис. шт.(табл. 2).

Таблиця 2 – Підрощування молоді веслоноса в басейнах

Варіанти	Посаджено на підрощування,		Отримано молоді,		Вихід з підрощування, %	Середня маса, г
	тис.шт.	тис.шт./м ²	тис.шт	тис.шт./м ²		
1	196	1,0	68,6	0,36	35	1,90
2	132	1,3	29,0	0,29	22	1,30
3	40	1,0	4,0	0,10	10	0,78
Загалом	468		101,6			

Виходячи з проведених досліджень вважаємо за доцільне зсувати строки отримання молоді і, відповідно, строки підрощування в зону, умовно характерну для першої партії.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Шерман І. М. Стан і перспективи осетрівництва в Азово-Чорноморському басейні. //Тавр. наук. вісник. – Херсон.: Айлант, 1998. – Вип. 7. – С. 403-407.
2. Архангельский В.В. Особенности выклева предличинок веслоноса. //Ресурсосб. технологии в аквакультуре. – Краснодар. – 1996. – С. 68-69.
3. Технология разведения веслоноса. /Мельченков Е.А., Ерохина Л.В., Виноградов В.К. и др. – М.: ВНИИПРХ, 1991. – 68 с.
4. Корниенко В. А., Шевченко В. Ю. Динамика показателей работы Днепровского производственно-экспериментального осетрового рыбодного завода. //Современное состояние и перспективы развития аквакультуры. – Горки. – 1999. – С. 74-76.
5. Шерман И. М., Шевченко В. Ю. Современное состояние и перспективы внедрения веслоноса в аквакультуру Украины. //Сучасні інформаційні та енергозберігаючі технології життєзабезпечення людини. Збірник наукових праць. – К.: Леся, 2001. – Вип. 9. -С. 146-149.
6. Чертихин В.Г., Мельников Е.А. Бреденко М.В. и др. О половых циклах созревания производителей веслоноса //Ресурсосберигающие технологии в аквакультуре. – Краснодар. – 1999. -С. 114-115.
7. Бреденко М.В. Эколого-морфологические особенности раннего развития веслоноса в связи с искусственным воспроизводством. //Автореф. дисс. кан. биол. наук. – М.: ВНИИПРХ, 1999. – 30 с.

УДК [576.89:594.125] (285.3) (477)

**СИМБІОФАУНА МОЛЮСКІВ РОДУ
DREISSENA У ВОДОЙМАХ УКРАЇНИ**

**В.І.ЮРИШИНЕЦЬ – к.б.н., М.О.ОВЧАРЕНКО – к.б.н.,
Д.П.КУРАНДИНА – к.б.н., Л.В.НИЗОВСЬКА –
Інститут гідробіології НАНУ**

Використання паразитичних та коменсальних організмів поряд із хижакими та природними конкурентами є одним з перспективних напрямків регуляції чисельності інвазивних видів водяних безхребетних. Серед останніх значну увагу в останні десятиліття привертають представники понто-каспійської фауни з родини Dreissenidae: *Dreissena polymorpha* Pall. і *Dreissena bugensis* Andrus. Ця увага викликана переважно проникненням вказаних молюсків у водойми Північної Америки та їх активною експансією, що призвела до суттєвих змін на рівні місцевих гідроекосистем [7,10]

Поступово займаючи домінуюче становище у макрозообентосі та перифітоні, дрейсена створює суттєві біоперешкоди у водокористуванні та витісняє аборигенні види фільтраторів [5,3]. Саме цей негативний вплив дрейсен на водні екосистеми і став поштовхом до вивчення симбіонтів цих молюсків з метою пошуку ефективних біологічних регуляторів їх чисельності [8].

Особливість Дніпровсько-Бузького регіону полягає в тому, що саме тут було вперше зареєстровано *D. bugensis* (цит. по Мордохай-Болтовской, 1960) – і саме з Бузького лиману (район Миколаївського порту) обидва види дрейсени було, імовірно, інтродуковано з баластними водами до Великих озер Північно-Американського континенту [9].

Метою даної роботи було: дослідити видовий склад симбіонтів молюсків *Dreissena polymorpha* та *D. bugensis* у водоймах України та охарактеризувати їх перспективність для біологічної регуляції чисельності дрейсени.

Матеріал та методи досліджень. Дрейсену відбирали з проб макрозообентосу та перифітону. Дослідженнями були охоплені: водойми басейну Дніпра – верхня ділянка Канівського водосховища, гирло р. Десна, Дніпровсько-Бузький лиман; Дунаю – Килійська дельта, Сасицьке водосховище; р. Дністер (середня течія), Дністровський лиман. Найбільш репрезентативною була вибірка молюсків з верхньої ділянки Канівського водосховища (понад 5000 екз.); кількість молюсків, досліджених в інших ділянках водойм коливалась від 25 до 300 екз.

Після визначення видової належності молюски піддавались повному паразитологічному розтину. Розтини проводили під стереомікроскопом (20–70X), згідно стандартних методик. Мікропрепарати

аналізували під світловим мікроскопом, використовуючи при необхідності методи фазового та інтерференційного контрастів (450–1000X). При дослідженні молюсків з верхньої ділянки Канівського водосховища (1996–1997 рр.) в середньому досліджували по 200 молюсків щомісячно протягом вегетаційного періоду. Із кожної вибірки по 50 молюсків фіксували 10%-ним нейтральним формаліном для подальшого виготовлення та аналізу гістологічних препаратів. При визначенні систематичного положення симбіонтів користувались визначниками та спеціалізованими науковими роботами [1].

Результати досліджень. Аналіз отриманих нами матеріалів вказує на передчасність виділення якихось певних особливостей у складі симбіофауни дрейсени, що мешкає в різних водоймах України. Перелік виявлених симбіонтів включає практично усі описані у світовій фауні види (Molloy *et al.*, 1997). Характерною особливістю симбіоценозів дрейсени у водоймах України є досить рідкісні знахідки трематод роду *Phyllodistomum* [1] та перша реєстрація трематоли *Leucochloridiomorpha constantinae* Muller. Список видів симбіонтів дрейсени наведено у таблиці 1.

Вивчення паразитів дрейсени басейну Дніпра започаткувала М.І. Черногоренко (1983, 1989). У своїх попередніх працях авторка констатує відсутність будь-яких паразитичних трематод у дрейсени (Черногоренко, 1964, 1972). Однак в ході подальших досліджень вона вказує, що паразитофауна цих молюсків не обмежується лише декількома видами трематод родини *Veserphalidae*, а до її складу входять і інші групи симбіонтів [4]. Додатковий аналіз первинних даних, що не увійшли до роботи, присвяченій комплексному дослідженню паразитоценозів беззубок і дрейсен та були зібрані в Дніпровсько-Бузькому регіоні в 1986 р., дозволив припустити можливість деякої корекції наведеного в згаданій роботі списку видів. Хоча в переліку знайдених авторами цієї роботи видів немає інфузорій *Conchophthirus acuminatus* (Clap.Lachm.), та у щоденниках вони відмічені. Потребує додаткового уточнення факт знахідки прикріплених перитрих, віднесених до ряду *Sessilida* та перитрихи з ряду *Mobilida* – *Trichodina unionis* Hampl – поширеного симбіонту перлівницевих [6]. Уважної перевірки потребує знахідка у симбіофауні молюсків роду *Dreissena* паразитичних ракоподібних *Paraergasilus markewichi* Titar et Chernogorenko. Наші дослідження не підтвердили поки що наявності в симбіофауні дрейсен трематоли *Aspidogaster conchicola* Baer. Знайдені нами трематоли, що належали до того ж роду, скоріше належали до близького виду *A. limacoides* Deising. Потребує перевірки також реєстрація череворотої трематоли *Rhipidocotyle campanula* Dujardin.

У роботі В. В. Іванціва (1987), присвяченій дослідженню паразитів перлівницевих, наводяться описи інфузорій, яких віднесено до видів *Conchophthirus acuminatus* та *Hypocomagalma dreissenae* Jarocki et Raabe. Якщо інфузорія *H. dreissenae* є неспецифічним симбіонтом

двостулкових молюсків то *C. acuminatus* за свідченням З. Раабе (1971) зустрічається виключно у дрейсен. Доцільно перевірити цей факт знахідки специфічного в'їчастого коменсала в мантийній порожнині перлівницевого, де мешкає ще декілька видів цього ж роду.

Таблиця 1 – Видовий склад симбіофауни молюсків роду *Dreissena* у водоймах України

Види симбіонтів	1	2	3	4	5	Загал
<i>Рикетсії</i>						
1. Rikketsia sp.					+	+
<i>Инфузорії</i>						
2. Ophryoglena sp.					+	+
3. Conchophthirus acuminatus			+		+	+
4. Sphaenophrya dreissenae					+	+
5. Hypocomagalma dreissenae			+		+	+
6. Ancistrumina limnica			+		+	+
7. Epistilis balatonica Stiller		+	+			?
8. E. urceolata Stiller		+	+			?
9. Opercularia balatonica Stein		+	+			?
10. Scyphidia sp.		+	+			?
11. Trichodina unionis		+	+			?
<i>Трематоди</i>						
12. Vucephalus polymorphus	+	+	+	+	+	+
13. Rhipidocotyle campanula	+	+	+			?
14. Leucochloridiomorpha constantinae		+		+		+
15. Phyllodistomum sp.			+			+
16. Echinostomatidae fam. sp.				+	+	+
17. Aspidogaster conchicola	+	+	+	+		?
18. A. limacoides					+	+
19. Aspidogaster sp.		+	+			?
<i>Нематоди</i>						
20. Nematoda clas. sp.					+	+
<i>Олігохети</i>						
21. Chaetogaster sp.		+		+	+	+
<i>Ракоподібні</i>						
22. Paraergasilus markewichi		+				?
<i>Кліщі</i>						
23. Unionicola intermedia Koenike		+	+			?
24. U. bonzi (Claparede)		+	+			?
25. Unionicola sp.				+	+	+
Кількість видів симбіонтів	3	14	15*	6	12	25 (14)
Місця досліджень	A	B	C	D	E	

Примітки: 1. (Черногоренко, 1983, 1986);

2. (Черногоренко, Низовская, 1986);

3. (Иванцов, 1987);

4. (Черногоренко, Бошко, 1992);

5. Дані авторів, 1986, 1996–1997, 1999, 2002.

A – Водойми басейну Дніпра; B – Дніпровсько-Бузький лиман;

C – Кременчуцьке водосховище, нижній Дніпро; D – Дністер та його лиман;

E – Водойми басейнів Дніпра, Дунаю, р. Дністер.

Аналіз гістологічних препаратів, проведений нами у 1995–1997 роках, дозволив поповнити список симбіонтів дрейсени новими видами, деякі з них заслуговують на увагу як патогени, що суттєво впливають на життєві функції дрейсени. Це, насамперед, прокаріотний патоген, якого віднесено до рикетсій, та паразитична інфузорія з проток травної залози – *Ophryoglena* sp. При високій щільності поселення прикріплених до зябер інфузорій *Sphaenophrya dreissenae* Dobrzanska, може суттєво знизитись газообмін. Патологічних змін, спричинених поселенням інфузорій *H. dreissenae*, та *Ancistrumina limnica* Raabe, не зазначено. Інфузорії *Conchophthirus acuminatus* можуть активно поглинати сперматозоїди молюска, що надходять у мантийну порожнину.

Таким чином, у складі симбіофауни молюсків роду *Dreissena* у водоймах України виявлено 14 видів симбіонтів різних систематичних груп (рикетсії, інфузорії, трематоди, нематоди, олігохети, кліщі). Знахідка ще 11 видів, відмічених раніше іншими дослідниками, потребує подальшої перевірки та уточнення. Серед зареєстрованих симбіонтів тільки деякі можуть розглядатись як перспективні агенти біометоду.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Здун В.І. Личинки трематод у прісноводних молюсків України. –К.: Вид-во АН УРСР, 1961. – 143 с.
2. Иванцов В.В. Систематический анализ симбиофауны двустворчатых моллюсков сем. Unionidae некоторых водоёмов Украины // Паразиты и другие симбионты водных беспозвоночных и рыб. – Киев: Наук. думка, 1987. – С.36–46.
3. Харченко Т.А. Дрейссена: ареал, экология, биопомехи // Гидробиол. журн. – 1995. – 31, № 3. – С. 3–10.
4. Черногоренко М.И., Бошко Е.Г. Паразитофауна водных организмов Днестра и Днестровского лимана / Гидробиологический режим Днестра и его водоемов. – Киев: Наук. думка, 1992. – С.321–330.
5. Шевцова Л.В., Харченко Т.А. Технология устранения обрастания дрейссеной трубопроводов оросительных систем. – К.: Наук. думка, 1986. – 32 с.
6. Янковский А.В. Новые данные по морфологии инфузорий, обитающих в *Anodonta* // Зоол. журн. – 1968. – 10, N7. – С.1462–1470.
7. Fahnenstiel G.L., Bridgeman T.B., Lang G.A., McCormick M.J., Nalepa T.F. Phytoplankton productivity in Saginaw Bay, Lake Huron: effects of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) colonization // J. Gt. Lakes Res. – 1995. – 21. – P.465–475.
8. Karatayev A.Y., Burlakova L.E., Molloy D.P., Volkova L.K. Endosymbionts of *Dreissena polymorpha* (Pallas) in Belarus // Int. J. Hydrobiol. – 2000a. – 85. – P.543–559.
9. Molloy D.P., Giamberini L., Morado J.F., Fokin S.I., and Laruelle F. Characterization of intracytoplasmic prokaryote infections in *Dreissena* (Bivalvia:Dreissenidae) // Diseases of Aquatic Organisms. –2001. – 44. – P. 203–216.
10. Strayer D.L. Effects of alien species on freshwater mollusks in North America // J. N. Am. Benthol. Soc. – 1999. – 18. – P.74–98.

СЕЗОННА ДИНАМІКА ЗООПЛАНКТОНУ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

В.О.ЯКОВЕНКО,
А.І.ДВОРЕЦЬКИЙ – д.б.н., професор, Дніпропетровський НУ

Дніпровське водоймище є проточно-русловим водосховищем рівнинного типу. За період свого існування Дніпровське водосховище мало ряд сукцесійних перетворень, які супроводжувались різкою зміною ступеня розвитку зоопланктону та зообентосу. На даному етапі водойма має зформований гідрологічний та гідробіологічний режим, наближаючись до клімакських систем, які відрізняються відносно стабільним станом [1]. Оцінка кормової бази риб Дніпровського водосховища за зоопланктоном має велике значення для оцінки кормності водойми та для визначення лімітів вилову риб з урахуванням потенційної рибопродуктивності.

Методика досліджень. Дослідження зоопланктону Дніпровського водосховища проводилось при моніторингових спостереженнях на о. Монастирський. Проби зоопланктона відбирали кількісною сіткою Апштейна (газ № 71) пропусканням 50 або 100 л води з послідуною фіксацією 4% формальдегідом. Камеральна обробка проводилась по загально прийнятим методикам [2]. Біомасу розраховували за формулою залежності маси від довжини тіла: $w = ql^3$, де w – маса, l – довжина тіла, q – коефіцієнт пропорціональності, який брали з літератури [3].

Результати досліджень. За період дослідження зоопланктону Дніпровського водосховища та його притоків знайдено 87 видів, з них – 33 коловерток (Rotatoria), 24 веслоногих (Cyclopoida, Calanoida і Harpacticoida) та 30 гіллястовусих (Cladocera) ракоподібних, а також велігери дрейсени та науплії веслоногих раків. Більшість знайдених видів – тривіальні, характеризуються космополітичним, широким глоарктичним та палеарктичним розповсюдженням. Знайдені масові форми типові для середніх широт, лише деякі – для південних, більшість видів та форм є типовими для водосховища [4].

Визначальним чинником динаміки розвитку зоопланктону Дніпровського водосховища весною 2003 р. був розвиток діатомової водорості – мелозири. До початку цвітіння (кінець березня), біомаса пелагічного зоопланктону була 0,35 – 0,6 мг/м³, у середньому – 0,52 мг/м³, домінували коловертки *Keratella tropica*, *Rotaria rotatoria*, *Pompholyx complanata* (47% від загальної чисельності), та молодь веслоногих ракоподібних (42,1%). Хоча у березні біомаса зоопланктону водної товщі була незначною, відповідаючи зимовому мінімуму, придонний зоопланктон у цей період вже досягав біомаси 72 мг/м³ за рахунок розмноженню циклопів *Diacyclops bicuspidatus*, *Eucyclops serrulatus*, *E. speratus*, та гарпактікоїд *Hypocamptus paradoxus*,

Nitocrella intermedia. В умовах малої рухливості водної маси водосховища відбувається розшарування зоопланктону: дорослі особини циклопів осаджуються на дно, а науплії утримуються у водній товщі. Приуроченості статтевозрілих веслоногих до дна сприяє також накопичення там органічних речовин у вигляді детриту.

У період цвітіння мелозіри, біомаса зоопланктону підвищувалась до 16,6 мг/м³ у пелагіалі, та до 380 мг/ м³ у придонному шарі літоралі. У складі пелагічної планктофауни керуючу роль грали органіотрофні коловертки: *Synchaeta littoralis*, *Polyarthra vulgaris*, *Notholca acuminata*, *N. squamula*, *Brachionus nilsoni*, молодь веслоногих, *Bosmina longirostris*. Видовий склад придонного зоопланктону поповнився циклопами *Diacyclops bisetosus*, *Macrocyclus albidus*.

Спад цвітіння діатомей супроводжувався зниженням біомаси пелагічного зоопланктону – 11,8 мг/м³ наприкінці квітня, та 7,4 мг/м³ на початку травня. Біомаса літорального придонного зоопланктону утримувалась на тому ж рівні, як і у період цвітіння – 350-400 мг/м³, з'явилися гіллястовусі *Ilyocryptus sordidus*, *Leydigia leydigii*, *Acropereus harpae*. У десятих числах травня почався новий етап репродукування пелагічних ракоподібних та коловерток, на початку червня їх біомаса була 73,5 мг/м³ за рахунок розвитку веслоногих ракоподібних *Heteroscore caspia*, *Eurytemora velox* та їх ювенальних стадій, кладоцер *Corniger maeoticus*, *Evadne trigona*, *Chydorus sphaericus*, коловерток *Euchlanis dilatata*, *Brachionus calyciflorus*, *Asplanchna priodonta*, *Filinia longiseta*, велігерів дрейсени бузької (до 14тис.екз/м³). Пелагічний зоопланктон придбав риси літнього (таб.1).

Таблиця 1 – Сезонна динаміка розвитку пелагічного зоопланктону Дніпровського водосховища у 2003 р.

Дата	Коловертки	Веслоногі	Гіллястовусі	Велігери	Всього
23.03	<u>0,18</u>	<u>0,16</u>	<u>0,02</u>	<u>0</u>	<u>0,36</u>
	0,12	0,49	0,11	0	0,72
7. 04	<u>0,84</u>	<u>1,92</u>	<u>0,08</u>	<u>0</u>	<u>2,84</u>
	0,61	1,79	1,49	0	3,89
13.04	<u>10,64</u>	<u>5,92</u>	<u>0</u>	<u>0</u>	<u>16,56</u>
	3,61	6,58	0	0	10,19
17.04	<u>4,82</u>	<u>5,84</u>	<u>0,32</u>	<u>0</u>	<u>10,98</u>
	1,45	13,25	1,6	0	16,6
6.05	<u>1,2</u>	<u>1,94</u>	<u>0,24</u>	<u>0,16</u>	<u>3,54</u>
	0,72	2,35	1,52	0,18	4,77
21.05	<u>1,16</u>	<u>3,16</u>	<u>1,02</u>	<u>8,22</u>	<u>13,56</u>
	1,84	13,95	3,81	9,0	28,6
6.06	<u>1,83</u>	<u>7,69</u>	<u>0,65</u>	<u>14,0</u>	<u>24,17</u>
	3,11	43,81	12,65	14,0	73,59
10.07	<u>1,14</u>	<u>4,8</u>	<u>6,42</u>	<u>44,7</u>	<u>57,06</u>
	1,53	33,04	97,0	71,52	203,09
17.08	<u>2,7</u>	<u>6,2</u>	<u>11,4</u>	<u>50,0</u>	<u>6,8</u>
	4,24	29,1	78,76	80,0	193,88
28.08	<u>1,9</u>	<u>4,2</u>	<u>11,38</u>	<u>52,0</u>	<u>22,68</u>
	2,76	14,7	112,4	62,4	192,24

Прим.: чисельник – тис. екз/м³, знаменник – мг/м³.

Таблиця 2 – Сезонна динаміка розвитку пелагічного зоопланктону
Дніпровського водосховища у 2002 р.

2002 р., число, мі- сяць	Коловертки	Копеподи	Кладоцери	Велігери	Всього
07.02	<u>0,07</u> 0,096	<u>0,15</u> 0,69	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0,22</u> 0,79
01.03	<u>1,22</u> 1,36	<u>0,6</u> 2,45	<u>0,02</u> 0,21	<u>0</u> 0	<u>27,58</u> 20,65
25.03	<u>25,9</u> 14,01	<u>1,68</u> 6,64	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>27,58</u> 20,65
30.03	<u>31,67</u> 29,64	<u>0,44</u> 1,72	<u>0,03</u> 0,32	<u>0</u> 0	<u>32,14</u> 31,68
12.04	<u>0,24</u> 0,069	<u>0,2</u> 3,76	<u>0,01</u> 0,1	<u>0</u> 0	<u>0,45</u> 3,93
16.04	<u>0,22</u> 0,056	<u>0,28</u> 1,04	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0,5</u> 1,096
28.04	<u>0,1</u> 0,092	<u>0,04</u> 0,15	<u>0</u> 0	<u>0</u> 0	<u>0,14</u> 0,24
06.05	<u>0,28</u> 0,051	<u>0,24</u> 8,6	<u>0,08</u> 0,47	<u>0</u> 0	<u>0,6</u> 9,12
30.05	<u>0,86</u> 1,6	<u>2,13</u> 16,51	<u>0,89</u> 5,04	<u>0</u> 0	<u>3,88</u> 23,15
12.06	<u>0,28</u> 1,46	<u>1,72</u> 8,31	<u>0,64</u> 4,36	<u>25,6</u> 40,96	<u>28,24</u> 55,04
21.06	<u>2,36</u> 3,17	<u>3,98</u> 19,77	<u>0,43</u> 2,31	<u>3,0</u> 4,8	<u>9,77</u> 30,05
26.06	<u>6,8</u> 4,33	<u>12,56</u> 59,62	<u>0,3</u> 2,91	<u>3,0</u> 4,2	<u>22,66</u> 71,06
09.07	<u>4,9</u> 9,44	<u>19,22</u> 127,54	<u>0,71</u> 5,93	<u>10,5</u> 14,7	<u>35,33</u> 157,61
16.07	<u>1,34</u> 2,2	<u>17,66</u> 115,52	<u>1,06</u> 13,35	<u>12,5</u> 13,5	<u>32,56</u> 144,57
26.07	<u>3,7</u> 3,99	<u>4,62</u> 42,77	<u>11,26</u> 139,5	<u>51,2</u> 71,6	<u>70,78</u> 257,94
21.08	<u>2,84</u> 5,6	<u>2,05</u> 45,1	<u>10,92</u> 115,24	<u>0,68</u> 0,95	<u>16,49</u> 166,89
18.09	<u>0,89</u> 0,66	<u>2,22</u> 7,86	<u>1,87</u> 25,59	<u>14,28</u> 17,14	<u>19,26</u> 51,25
20.09	<u>0,58</u> 0,6	<u>1,23</u> 6,38	<u>1,38</u> 12,3	<u>17,64</u> 21,17	<u>20,83</u> 40,45
04.10	<u>11,8</u> 22,14	<u>0,26</u> 1,02	<u>0,3</u> 2,99	<u>2,1</u> 3,36	<u>14,46</u> 29,51
14.10	<u>0,5</u> 0,89	<u>0,12</u> 2,11	<u>0,64</u> 4,65	<u>0,32</u> 0,38	<u>1,58</u> 8,03
04.11	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,04</u> 0,08	<u>0,08</u> 0,83	<u>0</u> 0	<u>0,13</u> 0,93

Прим.: чисельник – тис. екз/м³, знаменник – мг/м³.

Надалі йде зростання чисельності велігерів до 52 тис. екз/м³ та

репродукування вищезгаданих гіллястовусих ракоподібних, *Bosmina longirostris* та *B. coregoni*. Влітку біомаса пелагічного зоопланктону утримується в межах 192,24 – 203,09 мг/м³, що за шкалою кормності відповідає малокормним водоймам [5]. Схожий характер мала динаміка пелагічного зоопланктону у 2002 р. Найбільша кількість видів коловерток у пелагіалі була відмічена весною (від 8 до 10 видів) за рахунок розвитку родів *Keratella*, *Polyarthra*, *Synchaeta*, *Conochilus*, *Asplanchna*. Влітку у пелагіалі збільшувалась кількість видів кладоцер та веслоногих: *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *B. coregoni*, *Alona rectangula*, *Evadne trigona*, *Corniger maeoticus*, *Mesocyclops oithonoides*, *Acanthocyclops americanus*, *Heterocope caspia*, серед коловерток домінували *Euchlanis dilatata*, *Brachionus diversicornis*, *Polyarthra vulgaris*. Восени переважали *Euchlanis dilatata*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *Rhynchotalona rostrata*, науплії та молодь веслоногих. Характерна риса осіннього та весіннього зоопланктону – постійна наявність незначної кількості гарпактікоїд *Ninocrella hibernica*. Сезонна динаміка біомаси зоопланктону у 2002 р. мала 2 піки: весінній та літній, тільки пик розвитку мелозири та, відповідно, зоопланктону прийшовся не на середину квітня, як у 2003 р., а на кінець березня (табл. 2).

У вересні біомаса зоопланктону знизилась до 51,25 мг/м³, та до листопада біомаса зоопланктону пелагіалі знижується до мінімуму, на якому утримується впродовж зими.

Таким чином, розвиток пелагічного зоопланктону навесні чітко пов'язаний з вегетацією діатомових та посилюється з ростом цвітіння, потім йде невеликий період спаду репродукування зоопланктерів, у подальшому показники розвитку планктофауни інтенсивно зростають та набувають рис літнього.

Помітно вищим від пелагічного був ступінь розвитку літорального зоопланктону, більше особливостей його видового складу. Весною керуючу роль грають веслоногі *Diacyclops bicuspidatus*, *Eucyclops serrulatus*, *E. macruioides*. У складі літнього літорального зоопланктону водосховища домінували: коловертка *Euchlanis dilatata*, яка є типовою для заростей вищої водної рослинності та скупчень синьо-зелених водоростей, *Trichotria similis*, *Trichocerca pusilla*, гіллястовусі ракоподібні *Chydorus sphaericus*, *Alona rectangula*, *Acropereus harpae*, та веслоногі *Eurytemora velox*, *Calanipeda aquae-dulcis*, *Eucyclops serrulatus*, *E. macruioides*, *Acanthocyclops viridis*.

Восени з зниженням температури з видового складу поступово випадають всі види, крім *Euchlanis dilatata*, *Hypocamptus paradoxus*, *Acropereus harpae* та молоді веслоногих. Сезонна динаміка розвитку літорального зоопланктону відображена в таблиці 3.

Таблиця 3 – Сезонна динаміка розвитку літорального зоопланктону Дніпровського водосховища у 2002 р.

2002 р., число, місяць	Коловертки	Копеподи	Кладоцери	Велігери	Всього
25.03	<u>0,42</u> 0,47	<u>1,3</u> 12,45	<u>0,02</u> 0,12	<u>0</u> 0	<u>1,74</u> 13,04
20.04	<u>2,82</u> 0,86	<u>18,62</u> 328,38	<u>0,36</u> 5,68	<u>0</u> 0	<u>21,78</u> 334,92
22.05	<u>52,04</u> 94,54	<u>47,4</u> 482,7	<u>24,6</u> 280,6	<u>0</u> 0	<u>124,04</u> 856,84
6.06	<u>119,6</u> 191,4	<u>73,02</u> 885,9	<u>39,68</u> 492,7	<u>0</u> 0	<u>232,3</u> 1570,0
16.07	<u>101,8</u> 286,52	<u>64,32</u> 591,35	<u>64,68</u> 1513,46	<u>0</u> 0	<u>253,5</u> 2422,61
04.08	<u>19,33</u> 51,24	<u>51,68</u> 553,3	<u>54,46</u> 985,7	<u>0</u> 0	<u>193,51</u> 1685,44
29.08	<u>6,72</u> 11,26	<u>8,96</u> 41,92	<u>8,72</u> 64,56	<u>0</u> 0	<u>88,32</u> 194,56
20.09	<u>3,5</u> 10,4	<u>1,4</u> 6,72	<u>2,5</u> 43,1	<u>0</u> 0	<u>7,4</u> 60,22
17.10	<u>1,6</u> 3,2	<u>0,12</u> 2,36	<u>0,76</u> 9,86	<u>0</u> 0	<u>2,48</u> 15,42
16.11	<u>0,82</u> 1,68	<u>0,04</u> 0,06	<u>0,04</u> 0,28	<u>0</u> 0	<u>0,9</u> 2,02

Прим.: чисельник – тис. екз/м³, знаменник – мг/м³.

Таким чином, улітку розвиток літорального зоопланктону коливався у межах 1,57-2,42 мг/м³, що відповідає водоймам середньої кормності. У червні інтенсивно розвиваються веслоногі ракоподібні рр. *Eurytemora*, *Eucyclops*, у липні домінування переходить до гіллястовусих ракоподібних, серед котрих переважають *Chydorus sphaericus*, *Acroporus harpae*, *Eucercus lamellatus*, *Pleuroxus aduncus*, *Camptocercus rectirostris*, *Simocephalus vetulus*, *Scapholeberis mucronata*. Восени керуючими видами лишаються *Euchlanis dilatata*, *Acroporus harpae*, *Alona costata*, *Eucyclops serrulatus*. Ступінь розвитку пелагічного зоопланктону влітку була нижче від літорального у 10-15 разів, що за шкалою кормності відповідає малокормним водоймам [5].

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ /Под. ред. Г. И. Щербака. – К.: Наук. Думка, 1989. – 248с.
2. Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. – Л.: Наука, 1969. – Т.1. – 656 с.
3. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зоопланктон и его продукция. – Л., 1984. –29 с.
4. Парчук Г.В., Ключенко П. Д. Сравнительная характеристика зоопланктона притоков Днепра // Гидробиологический журн. – 1997. – № 3. –С. 14-28.
5. Пидгайко М.Л. Зоопланктон водоемов Европейской части СССР. – М.: Наука, 1984. – 208с.