

Гідроекологічне товариство України

**Національна академія наук України
Інститут гідробіології**

VIII З'їзд ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО ТОВАРИСТВА УКРАЇНИ

присвячений 110-річчю заснування
Дніпровської біологічної станції

**ПЕРСПЕКТИВИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ
ДОСЛІДЖЕНЬ В КОНТЕКСТІ ПРОБЛЕМ
ДОВКІЛЛЯ ТА СОЦІАЛЬНИХ ВИКЛИКІВ**

Збірник матеріалів

6 – 8 листопада 2019 р.
Київ

ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ ТОВАРИСТВО УКРАЇНИ

**НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ГІДРОБІОЛОГІЇ**

**«ПЕРСПЕКТИВИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ
В КОНТЕКСТІ ПРОБЛЕМ ДОВКІЛЛЯ ТА СОЦІАЛЬНИХ ВИКЛИКІВ»**



Збірник матеріалів
VIII з'їзду Гідроекологічного товариства України,
присвяченого 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції

6 – 8 листопада 2019 р.

Київ – 2019

Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті проблем довкілля та соціальних викликів: Збірник матеріалів VIII з'їзду Гідроекологічного товариства України, присвяченого 110-річчю заснування Дніпровської біологічної станції. – Київ, 2019. – 348 с.

Збірник містить тези доповідей учасників VIII з'їзду Гідроекологічного товариства України, присвяченого 110-річчю з дня заснування Дніпровської біологічної станції «Перспективи гідроекологічних досліджень в контексті проблем довкілля та соціальних викликів», де обговорюються актуальні наукові проблеми за наступними тематичними напрямками: дослідження особливостей структури та функціонування прісноводних та морських екосистем; фізіолого-біохімічні механізми адаптації гідробіонтів до змін екологічних чинників; іхтіофауна та водні біоресурси прісноводних і морських екосистем, стратегія її збереження та відновлення; гідрологічні, гідрохімічні та радіоекологічні дослідження прісноводних та морських екосистем; а також методи оцінки та моніторингу водних екосистем у контексті змін законодавства та нормативної бази України

Для спеціалістів в галузі гідробіології, екології, гідрології, гідрохімії, радіобіології, аспірантів і студентів біологічних, екологічних та географічних спеціальностей.

ОРГАНІЗАЦІЙНИЙ КОМІТЕТ:

Голова оргкомітету: акад. НАН України Романенко Віктор Дмитрович.

Співголови: чл.-кор. НАН України Афанасьєв Сергій Олександрович,
чл.-кор. НАН України Александров Борис Георгійович,
проф., д.б.н. Грубінко Василь Васильович.

Секретар: к.б.н. Білоус Олена Петрівна.

Члени оргкомітету:

к.б.н. Васенко Олександр Георгійович,
д.б.н. Гудков Дмитро Ігорович,
к.геогр.н., с.н.с. Жежеря Владислав Анатолійович
д.б.н., проф. Жиденко Алла Олександрівна,
к.б.н., доц. Заморов Веніамін Веніамінович,
д.б.н., проф. Киричук Галина Євгенівна,
д.б.н., проф. Клоченко Петро Дмитрович,
к.б.н., с.н.с. Коновець Ігор Миколайович,
к.б.н., с.н.с. Крот Юрій Григорович,
д.б.н., проф. Курант Володимир Зіновійович,
д.х.н., проф. Линник Петро Микитович,
к.б.н., с.н.с. Ляшенко Артем Володимирович,
к.б.н., с.н.с. Майстрова Надія Володимирівна,
д.б.н., с.н.с. Мінічева Галина Георгіївна,
д.б.н. Новіцький Роман Олександрович,
д.б.н. Потрохов Олександр Спиридонович,
к.б.н. Серета Тетяна Миколаївна,
д.б.н., проф. Федоненко Олена Вікторівна
д.б.н. Худий Олексій Ігорович,
д.б.н., проф. Щербак Володимир Іванович,
д.б.н., с.н.с. Юришинець Володимир Іванович

ЗМІСТ

СЕКЦІЯ І. ДОСЛІДЖЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ СТРУКТУРИ ТА ФУНКЦІОНУВАННЯ ПРІСНОВОДНИХ ТА МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

Білоус О.П. ВОДРОСТІ ДЕЯКИХ МАСИВІВ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ (УКРАЇНА)	11
Брянцев В.О., Брянцева Ю.В. ТЕНДЕНЦІЇ В УСПІШНОСТІ СВІТОВОГО РИБАЛЬСТВА В ЕПОХУ ПОХОЛОДАННЯ І ПОТЕПЛІННЯ КЛІМАТУ ЗЕМЛІ В ХХ СТОЛІТТІ	14
Buseva Zh.F., Miahkova K.V. DISTRIBUTION OF VELIGERS <i>DREISSENA POLYMORPHA</i> (PALLAS, 1771) IN ZOOPLANKTON COMMUNITIES OF THE COOLING-WATER RESERVOIR LUKOML POWER PLANT (BELARUS) AND ITS SYSTEM	15
Варігін А.Ю. СЕЗОННА МІНЛИВІСТЬ РОЗВИТКУ ЧОРНОМОРСЬКОГО УГРУПОВАННЯ ОБРОСТАННЯ, ЩО ЗНАХОДИТЬСЯ ПІД ВПЛИВОМ ТРАНСФОРМОВАНИХ РІЧКОВИХ ВОД	17
Герасимюк В.П. МІКРОСКОПІЧНІ ВОДРОСТІ МАЛОЇ СТЕПОВОЇ РІЧКИ БАРАБОЙ	19
Гетманенко В.О., Жирякова К.В. ФОРМУВАННЯ ПОПУЛЯЦІЇ МІДІЇ В УМОВАХ ЗМІНИ РЕЖИМУ СОЛОНОСТІ АЗОВСЬКОГО МОРЯ	22
Громова Ю.Ф. ЗООПЛАНКТОН ТРАНСФОРМОВАНОЇ МАЛОЇ РІЧКИ ПРИП'ЯТСЬКОГО ПОЛІССЯ	24
Громова Ю.Ф., Самчишина Л.В., Зоріна-Сахарова К.Є. ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОВСЮДЖЕННЯ КАЛЯНОЇДНОЇ КОПЕПОДИ <i>EURYTEMORA AFFINIS</i> (ROPPE) У ВОДОЙМАХ УКРАЇНСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ	27
Давидова А.О., Коржов Є.І. ДО ПИТАННЯ СИНТАКСОНОМІЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ ВОДОЙМ НПП «НИЖНЬОДНІПРОВСЬКИЙ»	29
Дубняк С.С., Гулейкова Л.В., Жежеря В.А. ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ЕКОСИСТЕМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА І КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ТА ПРОГНОЗ ЙОГО ЗМІН В УМОВАХ БУДІВНИЦТВА І ЕКСПЛУАТАЦІЇ КАХОВСЬКОЇ ГЕС-2	32
Дьяченко Т.М., Мантурова О.В. ВОДРОСТІ ТА ВИЩІ ВОДНІ РОСЛИНИ р. ЯГОРЛИК (БАСЕЙН р. ДНІСТЕР)	35
Zhukava H.A. PRIMARY PRODUCTION AND PRODUCERS IN NAROSH LAKES ECOSYSTEM: FROM EUTROPHICATION TO BENTHIFICATION	37
Іванець О.Р. РОДИНА <i>DAPHNIIDAE</i> STRAUS, 1820 У ВИДОВІЙ СТРУКТУРІ КЛАДОЦЕРОЦЕНОЗІВ ГАЛИЧИНИ ЗА МАТЕРІАЛАМИ ДОСЛІДЖЕНЬ ПРОФЕСОРА А. ВЕЖЕЙСЬКОГО	40
Іванович Г.В. РОЗПОДІЛ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ ТА ХЛОРОФІЛУ “А” В ЗОНІ ТРАНСФОРМАЦІЇ СТОКУ РІЧНИХ ВОД У ПРИБЕРЕЖНИХ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМАХ	43
Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф., Ліліцька Г.Г., Білоус О.П. РЕТРОСПЕКТИВНИЙ АНАЛІЗ ФІТОПЛАНКТОНУ СЕРЕДНЬОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ РОСЬ	45
Козійчук Е.Ш. РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОМІКРОБЕНТОСУ РУКАВІВ БІЛГОРОДСЬКИЙ ТА ОТНОЖНИЙ КЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ	48
Константиненко Л.А., Нехрещенюк В.П. ВИДОВИЙ СКЛАД КРУГОВІЙЧАСТИХ ІНФУЗОРІЙ (CILIOPHORA, PERITRICHIA) ТА ЙОГО ДИНАМІКА Р. ДЕРЕВИЧКА (ХМЕЛЬНИЦЬКА ОБЛАСТЬ)	51

Корнійчук Н.М. РІЗНОМАНІТТЯ ВОДОРОСТЕЙ ПЕРИФІТОНУ РІЧКИ ЛЬВА	53
Ларіонова Д.П., Давидов О.А. МІКРОФІТОБЕНТОС ПРИРОДНОГО ВОДОТОКУ М. КИСВА	55
Ляшенко А.В., Зоріна-Сахарова К.Є. ВИДОВЕ БАГАТСТВО БЕНТОСНИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ПОНИЗЗЯ ДУНАЮ В УКРАЇНІ ТА РУМУНІЇ	57
Ляшенко А.В., Зоріна-Сахарова К.Є. КРАЙОВІ ЕФЕКТИ В ПЕРЕХІДНИХ (КОНТАКТНИХ) ЗОНАХ КЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ	60
Миронюк О.М., Ткаченко Ф.П. СТАН ФІТОБЕНТОСУ МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я ЯК ВІДОБРАЖЕННЯ ЇХ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ	63
Мінаєва Г.М., Коржов Є.І. ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ФІТОПЛАНКТОНУ АНТРОПОГЕННО ЗАБРУДНЕНОЇ РІЧКИ ВІРЬОВЧИНА В МЕЖАХ М. ХЕРСОН	65
Мінічева Г.Г., Соколов Є.В. ПІДХОДИ ДО ФОТОТРОФНОГО ЗОНУВАННЯ УКРАЇНСЬКОГО СЕКТОРА ЧОРНОГО МОРЯ	67
Назарук К.М., Журавчак Р.О. ЗООПЛАНКТОННІ УГРУПОВАННЯ ОЗЕРА БІЛЕ (РІВНЕНСЬКИЙ ПРИРОДНИЙ ЗАПОВІДНИК)	70
Ніконова С.Є. БЕНТОСНІ ГЕТЕРОТРОФНІ ФЛАГЕЛЯТИ ЛІТОРАЛЬНОЇ ЗОНИ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ	71
Плігін Ю.В. РОЛЬ ЦЕНТРАЛЬНОГО ЄВРОПЕЙСЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ІНВАЗІЙНОГО КОРИДОРУ В ПОШИРЕННІ БЕЗХРЕБЕТНИХ ПОНТО-КАСПІЙСЬКОГО КОМПЛЕКСУ	73
Рибка Т.С. ОЦІНКА ЕКОЛО-САНІТАРНОГО СТАНУ ОЗ. ЙОРДАНСЬКЕ ЗА ПОКАЗНИКАМИ ЗООПЛАНКТОНУ	75
Середа Т.М. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОТОКІВ ВЕРХНЬОГО ДНІСТРА ЗА СТРУКТУРНИМИ ПОКАЗНИКАМИ ФІТОПЛАНКТОНУ І МІКРОФІТОБЕНТОСУ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ МЕТОДУ ФУНКЦІОНАЛЬНОЇ КЛАСИФІКАЦІЇ ВОДОРОСТЕЙ	77
Силаєва А.А., Томченко О.В. ДИНАМІКА ЗООБЕНТОСУ І ЗООПЕРИФІТОНУ У ПЕРІОД СПУСКУ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА	80
Стадніченко С.В. МІНЛИВІСТЬ ПОПУЛЯЦІЙНОЇ СТРУКТУРИ МІДІЇ <i>MYTILUS GALLOPROVINCIALIS</i> LAMARCK, 1819 В РАЙОНІ О. ЗМІЇНИЙ	82
Старосила Є.В. МІКРОБОЦЕНОЗ ЛЕНТИЧНИХ ЕКОСИСТЕМ МОДЕЛЬНИХ ВОДОЙМ В УМОВАХ УРБОЛАНДШАФТУ	85
Уваєва О.І., Стадніченко А.П., Вискушенко Д.А., Вискушенко А.П. РОЛЬ МАЛАКОФАУНИ УКРАЇНИ У БІОІНДИКАЦІЇ СТАНУ ЇЇ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД	88
Чебан Л.М., Мельник Ю.А. БАКТЕРІАЛЬНА СКЛАДОВА АЛЬГОКУЛЬТУРИ <i>NOSTOC LINSKIA</i> (ROTH.) BORNET EX BORNET & FLAHAULT	90
Шевченко І.В. ДВОКРИЛІ КОМАХИ РОДИНИ SCHAUBORIDAE РІЗНОТИПНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА	92
Шевченко Т.Ф., Харченко Г.В., Ключенко П.Д. ДО ВИВЧЕННЯ ФІТОЕПІФІТОНУ РІЧКИ РОСЬ	94
Шелюк Ю.С. ЗАКОНОМІРНОСТІ РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ БАСЕЙНІВ ПРИП'ЯТІ І ТЕТЕРЕВА (УКРАЇНА)	97
Щербак В.І., Майстрова Н.В. РЕАКЦІЯ ДНІПРОВСЬКОГО ФІТОПЛАНКТОНУ НА ЗМІНУ БІОГЕННОГО РЕЖИМУ	100
Щербак В.І., Семенюк Н.Є. ВІДГУК ФІТОЕПІФІТОНУ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА НА РЕГІОНАЛЬНІ КЛІМАТИЧНІ ЗМІНИ	103
Яковенко В.О., Єсіпова Н.Б., Деркач Т.О. ВИДОВИЙ СКЛАД ТА КІЛЬКІСНІ ПОКАЗНИКИ ЛІТОРАЛЬНОГО ЗООПЛАНКТОНУ РІЧКИ ОРІЛЬ	105

СЕКЦІЯ II. ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ МЕХАНІЗМИ АДАПТАЦІЇ ГІДРОБІОНТІВ ДО ЗМІН ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ

Боднар О.І., Дрель О.П. ЛІПІДНИЙ МЕТАБОЛІЗМ У <i>CHLORELLA VULGARIS</i> BEIJ. ЗА ВПЛИВУ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ	109
Gnatyshyna L.L., Khoma V.V., Ozoliņš D., Skuja A., Kokorite I., Rodinov V., Martyniuk V.V., Rarok Y.S., Springe G., Stoliar O.B. MULTI-MARKER APPROACH WITH THE UTILIZING OF BIVALVE MOLLUSKS FOR THE EVALUATION OF HYDROPOWER PLANTS IMPACT IN LATVIA AND UKRAINE	111
Грубінко В.В. АДАПТАЦІЙНИЙ ПРОЦЕС У ГІДРОБІОНТІВ: СТОХАСТИЧНА МОДЕЛЬ	114
Коваленко Ю.О. ВПЛИВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ НА ЗМІНИ АКТИВНОСТІ ФЕРМЕНТІВ АЗОТИСТОГО ОБМІНУ В КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО ТА КРАСНОПІРКИ ЗВИЧАЙНОЇ	116
Корево Н.І., Гандзюра В.П. ОСОБЛИВОСТІ ФОСФОРНОГО БАЛАНСУ РИБ ЗА ПІДВИЩЕНОГО ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВОДІ	118
Кофонов К. ЖИТТЕСТІЙКІСТЬ МОЛОДІ КОРОПОВИХ ВИДІВ РИБ ЗА ДІЇ ВИСОКИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ АЗОТУ ТА ФОСФОРУ	121
Красюк Ю.М., Крот Ю.Г. ВМІСТ ЕНЕРГЕТИЧНИХ СПОЛУК У <i>СНАЕТОГАММАРУС ІСЧНУС</i> (STEBBING, 1899) ПРИ ЗНИЖЕННІ РОЗЧИНЕНОГО У ВОДІ КИСНЮ	124
Кулікова Г.В., Грудко Н.О. ПРИСТОСУВАЛЬНІ ОСОБЛИВОСТІ РИБ РОДИНИ ОСЕТРОВИХ В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД УМОВ МЕШКАННЯ	126
Курант В.З., Хоменчук В.О. ОСОБЛИВОСТІ БІЛКОВОГО ОБМІНУ У РИБ ЗА ДІЇ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ	129
Курченко В.О., Шарамок Т.С. БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО (<i>CARASSIUS GIBELIO</i> (BLOCH, 1782)) ЗАПОРІЗЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА	130
Леонтєва Т.О., Кірпенко Н.І. ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ НА ІНТЕНСИВНІСТЬ РОСТУ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ	132
Ляврін Б.З., Хоменчук В.О., Марків В.С., Курант В.З. ОСОБЛИВОСТІ ПЕРОКСИДНОГО ОКИСНЕННЯ ЛІПІДІВ КРОВІ РИБ МАЛИХ РІЧОК ЗАХІДНОГО ПОДІЛЛЯ	134
Мардаревич М.Г., Сибірєва В.А., Леонтєва Т.О., Кудрявцева Д.О. ПРОДУКТИВНІСТЬ <i>DAPHNIA MAGNA</i> ПРИ ЇЇ ХАРЧУВАННІ РІЗНИМИ ВИДАМИ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ	137
Маренков М.О., Ковальчук Ю.П., Причепя М.В., Курченко В.О., Нестеренко О.С., Шаповаленко З.В., Голуб І.В. АДАПТАЦІЙНІ МОЖЛИВОСТІ МАРМУРОВИХ РАКІВ <i>PROCAMBARUS VIRGINALIS</i> (ЛЮКО, 2017) (ДЕСАРОДА)	139
Марценюк В.М., Причепя М.В. ЗМІНА ВМІСТУ БІЛКІВ ТА ГЛІКОГЕНУ У ТКАНИНАХ РИБ В УМОВАХ НАДМІРНОГО АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМИ	142
Медведь В.О., Горбунова З.Н. РОСТОВІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ДЕЯКИХ ВИДІВ СУАНОПРОКАРЮТА, CHLOROPHYTA ТА EUGLENOPHYTA В УМОВАХ РОСТУ ПРИ ВИСОКИХ КОНЦЕНТРАЦІЯХ АМОНІЙНОГО АЗОТУ	145
Мехед О.Б., Симонова Н.А. ВПЛИВ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН ТА ФОСФАТІВ НА АКТИВНІСТЬ ФЕРМЕНТІВ СИСТЕМИ АНТИОКСИДАНТНОГО ЗАХИСТУ В ТКАНИНАХ КОРОПА ЛУСКАТОГО	148
Музика Л.В., Киричук Г.Є. ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ ТРИАЦИЛГЛІЦЕРОЛІВ В ОРГАНІЗМІ <i>LYMNAEA STAGNALIS</i>	150

Нестеренко О.С., Маренков О.М. НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПЕЧІНЦІ ТА ГОНАДАХ СОНЯЧНОГО ОКУНЯ <i>LEPOMIS GIBBOSUS</i> (LINNAEUS, 1758)	152
Пасс О.В. ВПЛИВ НЕВЕЛИКИХ ДОЗ В-ГЛЮКАНІВ НА СТАН ІМУННОЇ СИСТЕМИ МОЛОДІ РИБИ ПІД ЧАС ЇЇ ТРАНСПОРТУВАННЯ	153
Пінкіна Т.В., Пінкін А.А. ЗМІНИ БІОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ МОЛЮСКІВ У ТОКСИЧНОМУ СЕРЕДОВИЩІ	155
Потрохов О.С., Зіньковський О.Г., Худяш Ю.М., Причепя М.В. ХАРАКТЕРНІ ВІДМІННОСТІ МІЖ ІНВАЗІЙНИМИ ТА АБОРИГЕННИМИ ВИДАМИ РИБ В ЗДАТНОСТІ АДАПТАЦІЇ ДО УМОВ СЕРЕДОВИЩА	158
Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Леконцева Т.І., Подругіна А.Б. ОСОБЛИВОСТІ АДАПТИВНИХ РЕАКЦІЙ ГАМАРИД <i>DIKEROGAMMARUS VILLOSUS</i> (AMPHIRODA : GAMMARIDAE) В УМОВАХ КОЛИВАЛЬНОГО ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМУ ВОДИ	161
Романенко О.В. ТОКСИНИ АКТИВНІЙ ЯК ЕКОЛОГІЧНІ ЧИННИКИ	163
Strebko N.P., Oleksienko A.A., Antonenko S.P., Komaristaya V.P. ISOLATION, CULTIVATION, QUANTIFICATION OF CELLULAR CAROTENOIDS AND IDENTIFICATION OF CELL WALL SPOROPOLLENIN IN <i>NEOCHLORIS DISSECTA</i> (KORSHIKOV) TSARENKO (CHLOROCOCCUM DISSECTUM KORSHIKOV) (CHLOROPHYTA)	165
Усенко О.М., Коновець І.М., Кіпніс Л.С., Мардаревич М.Г., Явнюк М.А. ВПЛИВ САЛЦИЛОВОЇ КИСЛОТИ НА ГІДРОБІОНТІВ РІЗНИХ ТРОФІЧНИХ РІВНІВ ПРИ ЇЇ ВИРОЩУВАННІ В ШТУЧНИХ УМОВАХ	166
Фальфушинська Г.І., Горин О.І., Федорук О.О., Соколова І., Жимскі П. ВПЛИВ ЕКСТРАКТІВ ЦІАНОАКТЕРІЙ ПОРЯДКУ NOSTOCALES НА МОЛЕКУЛЯРНІ СИСТЕМИ СМУГАСТОГО ДАНІО <i>DANIO RERIO</i>	169
Хоменчук В.О., Ляврін Б.З., Шимонюк Т.М., Курант В.З. ВМІСТ ТА ФРАКЦІЙНИЙ СКЛАД ЛІПІДІВ М'ЯЗІВ ПРІСНОВОДНИХ РИБ БАСЕЙНУ ДНІСТРА	172
Якименко В.Є., Петров С.А., Татаров М.Р. ВПЛИВ ТІАМІНУ ТА ТІОХРОМУ НА РОЗМНОЖЕННЯ ГІДРОБІОНТІВ	175
Ячна М.Г., Третяк О.П. КОМБІНОВАНА ДІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН НА КІЛЬКІСНИЙ ВМІСТ ЗАГАЛЬНИХ ЛІПІДІВ ТА АКТИВНІСТЬ ЛІПАЗИ У ДЕЯКИХ ТКАНИНАХ КОРОПА ЛУСКАТОГО (<i>CYPRINUS CARPIO</i> L.)	176

СЕКЦІЯ ІІІ. ІХТІОФАУНА ТА ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ПРІСНОВОДНИХ І МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ, СТРАТЕГІЯ ЇЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ ТА ВІДНОВЛЕННЯ

Абрам'юк І.І. ДО ХАРАКТЕРИСТИКИ ІХТІОФАУНИ ДЕЯКИХ ПРИТОК СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ	180
Афанасьєв С.О., Лєтицька О.М., Голуб О.О., Хамзич А. ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА СЕЛЕКТИВНОСТІ ЕЛЕКТРОЛОВУ І ТРАДИЦІЙНИХ МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕНЬ ІХТІОФАУНИ В ГІРСЬКИХ РІЧКАХ БАЛКАН	183
Гончаров Г.Л., Сидоровський С.А., Фоменко М.І., Чвіков В.С. ЧАСТКА У СТРУКТУРІ ІХТІОЦЕНОЗІВ ТА ТРОФІЧНІ ЗВ'ЯЗКИ ЦЬОГОЛІТОК ЗВИЧАЙНОГО ОКУНЯ НА РІЧКОВИХ МІЛКОВОДДЯХ	186
Гринько О.Е., Худий О.І., Худа Л.В. СТРУКТУРА УГРУПОВАНЬ МОЛОДІ РИБ У ДНІСТРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ У 2019 РОЦІ	187
Гулейкова Л.В. БЕЗХРЕБЕТНІ ВОДНОЇ ТОВЩІ Р. ШОПУРКА (БАСЕЙН ТИСИ)	189

Гупало О.О., Афанасьєв С.О., Лєтицька О.М., Абрам'юк І.І., Долинський В.Л., Голуб О.О., Тимошенко Н.М. СТРУКТУРА ІХТІОФАУНИ ПРИБЕРЕЖНИХ ДІЛЯНОК РІЧОК БАСЕЙНУ ВЕРХНЬОЇ ТИСИ	192
Guchmanidze A. CURRENT STATUS OF STURGEON STOCKS IN THE GEORGIAN BLACK SEA WATERS AND THEIR TRIBUTARIES	195
Гушин В.О., Ситник Ю.М., Матейчик В.І., Сінчук М.А. ДЕЯКІ АСПЕКТИ ІНТРОДУКЦІЇ ЦІННИХ ВИДІВ РИБ ДО РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УКРАЇНИ	196
Долинський В.Л., Афанасьєв С.О., Голуб О.О., Лєтицька О.М. СТРУМКОВА ФОРЕЛЬ (<i>SALMO CISCAUCASICUS</i> DOROFEEVA, 1967) РІЧКИ ТЕРГІ (ТЕРЕК)	198
Заморов В.В., Караванський Ю.В., Капшина І.А. РУХОВА АКТИВНІСТЬ БИЧКА СУРМАНА <i>PONTICOLA CEPHALARGOIDES</i> (PINCHUK, 1976) ПРОТЯГОМ ДОБИ В ШТУЧНИХ УМОВАХ ІСНУВАННЯ	201
Ігнат К.І., Васіна Л.М. БІОІНКАПСУЛЯЦІЯ МОЛОЧНОКИСЛИХ БАКТЕРІЙ У ЗООПЛАНКТОН	203
Клименко О.М., Бєдункова О.О., Мороз О.Т. АСИМЕТРІЯ МОРФОЛОГІЧНИХ ОЗНАК РИБ У РЕГІОНАЛЬНОМУ МОНІТОРИНГУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ	205
Медовник Д.В. МОРФОЛОГІЧНІ АНОМАЛІЇ РОЗВИТКУ РИБ МАЛИХ РІЧОК НИВКА ТА ГОРЕНКА	208
Митяй І.С., Шевченко П.Г., Дегтяренко О.В., Халтурин М.Б. СУЧАСНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН РІЧКИ ТЕТЕРІВ В ЗВ'ЯЗКУ З ПОБУДОВОЮ МГЕС	211
Новіцький Р.О., Кузора В.Є., Терещук М.С., Христов О.О., Кочет В.М. СУЧАСНИЙ СТАН ІХТІОФАУНИ КАНАЛУ «ДНПРО-ДОНБАС» В УМОВАХ ДЕФЦИТУ ВОДООБМІНУ ТА ЗДІЙСНЕННЯ БІОМЕЛІОРАТИВНИХ ЗАХОДІВ	213
Новіцький Р.О., Христов О.О., Кочет В.М. ІХТІОФАУНА ПІВДЕННОГО ВОДОСХОВИЩА: СУЧАСНІ ВИМОГИ ТА ОСНОВНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ ФОРМУВАННЯ У ІСТОРИЧНОМУ КОНТЕКСТІ	216
Протченко К.В., Ольхович О.П. ДОСЛІДЖЕННЯ ДОВГОНОСИКІВ ФАУНИ УКРАЇНИ ДЛЯ СТВОРЕННЯ НОВИХ БІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ КОНТРОЛЮ ІНВАЗІЙНИХ ВОДНИХ РОСЛИН	219
Тимошенко Н.В., Абрам'юк І.І., Гупало О.О. ЧУЖОРІДНІ ВИДИ В ІХТІОФАУНІ РІЧКИ СТРИЙ	221
Тимошенко Н.В., Гупало О.О., Абрам'юк І.І., Долинський В.Л. УГРУПОВАННЯ МОЛОДІ РИБ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ДЕСНИ	224
Ткаченко П.В., Маркауцан О.Є. МОРСЬКІ КАРАСІ <i>DIPLODUS ANNULARIS</i> (LINNAEUS, 1758) ТА <i>DIPLODUS SARGUS</i> (LINNAEUS, 1758) У РАЙОНІ О. ТЕНДРА ТА КІНБУРНСЬКОГО П-ОВА	225

СЕКЦІЯ ІV. ГІДРОЛОГІЧНІ, ГІДРОХІМІЧНІ ТА РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРІСНОВОДНИХ ТА МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

Алексєєва А.А., Марєнков М.О., Кузнєцов М.В. ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ КІЛЬЧЕНЬ ЗА МАКРОФІТАМИ	229
Бєляєв В.В., Волкова О.М., Пришляк С.П. ДИНАМІКА ПОГЛИНЕНОЇ ДОЗИ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ У КОРЕНЕВІЙ СИСТЕМІ ПОВІТРЯНО-ВОДЯНИХ РОСЛИН	231
Білик Т.І., Безвербна О.В. ВИЩА ВОДЯНА РОСЛИННІСТЬ ШТУЧНИХ ВОДОЙМ ЯК АКУМУЛЯНТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ	234

Богатова Ю.І., Кірсанова О.В., Секундяк Л.Ю. СУЧАСНИЙ ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ ДЕЯКИХ ЛИМАНІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я	236
Большот Г.В., Гребінь В.В. АНАЛІЗ СУЧАСНИХ ТЕНДЕНЦІЙ У КОЛИВАННЯХ МІНІМАЛЬНОГО СТОКУ РІЧОК БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ	239
Вишневецький В.І., Шевчук С.А. ВИКОРИСТАННЯ ДАНИХ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ У ДОСЛІДЖЕННЯХ ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОХОВИЩ	241
Ганжа Х.Д., Ганжа Д.Д., Назаров А.Б., Сплошной Б.М. ЗМІНИ ОБ'ЄМУ ЛИСТКІВ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО В УМОВАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ	243
Ганжа Х.Д., Гудков Д.І., Абрам'юк І.І., Каглян О.Є. ПОРУШЕННЯ СТРУКТУРИ СКЕЛЕТУ МОЛОДІ РИБ З ОЗЕР ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ	245
Гончаров О.Ю., Тітяпкин А.С. ВПЛИВ КОЛИВАНЬ РІЧКОВОГО СТОКУ НА РОЗПОДІЛ ХЛОРОФІЛУ В ГИРЛОВИХ РАЙОНАХ ЧОРНОГО МОРЯ	247
Гончарова М.Т., Кіпніс Л.С., Коновець І.М., Незбрицька І.М., Яровий М.М. ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА ДОННИХ ВІДКЛАДІВ КАСКАДУ ОЗЕР ОПЕЧЕНЬ (М. КИЇВ) НА ОСНОВІ ТОКСИКОЛОГІЧНИХ ТА ГІДРОХІМІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ	249
Горбатюк Л.О., Пасічна О.О., <u>Арсан О.М.</u>, Платонов М.О., Савлущинська М.О. АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ М. КИСВА НА СТАН ЗАБРУДНЕННЯ Р. ДНІПРО ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ТА НАФТОПРОДУКТАМИ	252
Губанова Н.Л., Горчанок А.В. НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ МОЛЮСКІВ В ОКРЕМИХ ДІЛЯНКАХ ДНІПРОВСЬКОГО (ЗАПОРІЗЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА	254
Gudkov D.I., Kaglyan A.Ye., Nanba K., Wada T., S.I. Kireev, Belyaev V.V., Yurchuk L.P., Drozdov V.P. RADIOACTIVE CONTAMINATION OF FISH IN THE CHERNOBYL NPP COOLING POND DURING THE DRAWDOWN OF WATER LEVEL	256
Гудков Д.І., <u>Кузьменко М.І.</u>, Каглян О.Є., Шевцова Н.Л., Поморцева Н.А., Беляєв В.В., Ганжа Х.Д., Юрчук Л.П. ГІДРОБІОНТИ В УМОВАХ ТРИВАЛОГО ЙОНІЗУВАЛЬНОГО ОПРОМІНЕННЯ: ФОРМУВАННЯ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ ТА ЕФЕКТИ РАДІАЦІЙНОГО ВПЛИВУ	259
Гуменюк Г.Б., Волошин О.С., Зіньковська Н.Г. ДИНАМІКА ЛУЖНИХ ТА ЛУЖНОЗЕМЕЛЬНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ВОДІ РІЧОК ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ В СУЧАСНИХ УМОВАХ	261
Дворецький А.І., Байдак Л.А., Новіцький Р.О., Ляшенко В.І., Катан Л.І., Сапронова В.О., Рожков В.В., Садовська О.Ф. ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ВОДНОЇ РАДІОЕКОЛОГІЇ ПРИДНІПРОВ'Я	263
Дубняк С.С., Гулейкова Л.В., Жежеря В.А., Клоченко П.Д., Беляєв В.В., Білоус О.П. ОЦІНКА СТАНУ ЕКОСИСТЕМ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ МАСИВУ КОНЧА-ЗАСПА	266
Жежеря В.А., Линник П.М., Жежеря Т.П. ДОСЛІДЖЕННЯ ПОТЕНЦІЙНО БІОДОСТУПНОЇ ФОРМИ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ (НА ПРИКЛАДІ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ М. КИСВА)	269
Заморов В.В., Урбанська Т.В., Заморова М.П., Джуртубасєв Ю.М. МАЛІ РІЧКИ ЯК ФАКТОР ВПЛИВУ НА ЕКОЛОГІЧНУ СИТУАЦІЮ В ПРИДУНАЙСЬКИХ ОЗЕРАХ УКРАЇНИ	272

Іванова Н.О. МІЖНАРОДНИЙ ДОСВІД ОПРИСНЕННЯ ТА ВІДНОВЛЕННЯ ВОДОЙМ	274
Ігнатенко І.І., Осипенко В.П. ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ МОЛІБДЕНУ ВІДПОВІДНО ДО КОМПОНЕНТНОГО СКЛАДУ РОЗЧИНЕИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У ВОДІ ОЗЕРА ВЕРБНОГО (М. КИЇВ)	277
Кіпніс Л.С., Коновець І.М., Лєтицька О.М., Кірпенко Н.І., Гончарова М.Т., Подругіна А.Б. ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ВОДИ ТА ДОННИХ ВІДКЛАДІВ Р. ЯГОРЛИК (БАСЕЙН ДНІСТРА)	279
Корженевська П.О., Шарамок Т.С. ТОКСИКОЛОГІЧНИЙ СТАН (ЗА ВМІСТОМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ) ВИРОЩУВАЛЬНОГО СТАВА ТАРОМСЬКОГО РИБНОГО ГОСПОДАРСТВА	282
Костюк К.В., Лєтицька О.М., Лінчук М.І. ВМІСТ ІОНІВ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ БАСЕЙНУ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ	284
Костюк К.В., Лєтицька О.М., Лінчук М.І. МІНЕРАЛЬНИЙ СКЛАД ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В БАСЕЙНІ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ	287
Линник П.М., Жежеря В.А., Ігнатенко І.І. ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ МЕТАЛІВ РІЗНИМИ ФРАКЦІЯМИ ЗАВИСЛИХ РЕЧОВИН У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМАХ	290
Лобода Н.С., Гриб О.М., Яров Я.С., Гриб К.О., Терновий П.А. ВОДООБМІН ТА ВОДОВІДНОВЛЕННЯ ЗАПЛАВНИХ ОЗЕР САФ'ЯНИ І ПОГОРІЛЕ НА ТЕРИТОРІЇ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «НИЖНЬОДНІСТРОВСЬКИЙ» ТА ШЛЯХИ ЇХ ПОЛІПШЕННЯ	293
Лобода Н.С., Смалій О.В. ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЯКОСТІ ВОД РІЧОК БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ НА ПОЧАТКУ ХХІ СТОРІЧЧЯ	296
Самойленко Н.А., Дубняк С.С. ВПЛИВ ЗМІН КЛІМАТУ НА СТІК РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІСТРА	299
Sandu Cristina, Hein Thomas, Bloesch Jürg, Cyffka Bernd, Lyashenko Artem ГІДРОБІОЛОГІЯ ТА ГІДРОЛОГІЯ – КЛЮЧОВІ ІНСТРУМЕНТИ В УПРАВЛІННІ РІЧКОВИМИ БАСЕЙНАМИ	301
Тучковенко О.А., Тучковенко Ю.С. РЕЗУЛЬТАТИ МОДЕЛЮВАННЯ СЦЕНАРІЇВ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО МЕНЕДЖМЕНТУ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ	303
Хільчевський В.К., Гребінь В.В. ГІДРОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА СТАВКІВ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ ЗА РАЙОНАМИ РІЧКОВИХ БАСЕЙНІВ	306
Cyffka B. DANUBE FLOODPLAIN PROJECT	308
Шаповаленко З.В., Ананьєва Т.В. РІВНІ ВМІСТУ ДОЗОФОРМУЮЧИХ РАДІОНУКЛІДІВ У РІЗНОВІКОВИХ ОСОБИН ОКУНЯ (<i>PERCA FLUVIATILIS</i>) ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	309
Шевцова Н.Л., Явнюк А.А., Гудков Д.І. ОЧЕРЕТ ЗВИЧАЙНИЙ У ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ: ЦИТОГЕНЕТИЧНІ ПОРУШЕННЯ В КЛІТИНАХ БАТЬКІВСЬКИХ РОСЛИН ТА МОРФОЛОГІЧНІ АНОМАЛІЇ НАСІННЕВОГО ПОТОМСТВА	310

СЕКЦІЯ V. МЕТОДИ ОЦІНКИ ТА МОНІТОРИНГУ

ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ У КОНТЕКСТІ ЗМІН ЗАКОНОДАВСТВА ТА НОРМАТИВНОЇ БАЗИ УКРАЇНИ

Волюков Ю.М., Сидляренко А.С. ОЦІНКА ЕКОЛОГО-САНІТАРНОГО СТАНУ ОЗ. ОПЕЧІНЬ НИЖНЄ (М. КИЇВ) ЗА ПОКАЗНИКАМИ УГРУПОВАНЬ ЛІТНЬОГО МАКРОЗООБЕНТОСУ	313
--	------------

Дворецький Т.В., Дьяченко Т.М., Мухін В.М. ДИНАМІКА УГРУПОВАНЬ <i>TRAPETUM NATANTIS</i> КАРПАТІ 1963 ВЕРХНІЙ ЧАСТИНІ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА НА ОСНОВІ ІНДЕКСУ NDVI	315
Дубняк С.С., Хільчевський В.К. ГІДРОМОРФОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ВЕЛИКИХ РІВНИННИХ ВОДОСХОВИЩ ЯК ОБ'ЄКТА ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ	318
Жиденко А.О., Паперник В.В. МОНІТОРИНГ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ У КОНТЕКСТІ ЗМІН НОРМАТИВНОЇ БАЗИ УКРАЇНИ НА ПРИКЛАДІ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ	321
Ковальчук Л.А., Осадча Н.М. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ПЕРЕВІРКИ ГІПОТЕЗИ ПРО ОДНОРІДНІСТЬ УМОВ ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОДИ У МЕЖАХ МАСИВІВ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД	323
Коновець І.М., Усенко О.М., Кудрявцева Д.О. РОЗРОБКА РУТИННОГО МЕТОДУ ВИЗНАЧЕННЯ ДЕЯКИХ ПРІОРІТЕТНИХ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН ЗА ДОПОМОГОЮ HPLC	326
Кравцова О.В. ОЦІНКА СТУПЕНЮ ВПЛИВУ АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ НА ЕКОСИСТЕМИ ВОДОЙМ МІСЬКИХ АГЛОМЕРАЦІЙ	329
Красота Л.Л., Рачинська О.В. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ДОВКІЛЛЯ БОТАНІЧНОГО ЗАКАЗНИКА ЗАГАЛЬНОДЕРЖАВНОГО ЗНАЧЕННЯ «ФЛОФОРНЕ ПОЛЕ ЗЕРНОВА» ЗА МЕТОДАМИ БІОІНДИКАЦІЇ ТА БІОТЕСТУВАННЯ	331
Мінічева Г.Г. МЕТОДОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ СТВОРЕННЯ НОРМАТИВНОЇ БАЗИ МОНІТОРИНГУ МОРСЬКИХ ВОД УКРАЇНИ (НА ПРИКЛАДІ МАКРОФІТОБЕНТОСУ)	334
Незбрицька І.М. ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ВОДИ ТА ДОННИХ ВІДКЛАДІВ РІЧОК БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ	337
Погорєлова М.С. МАКРОФІТИ ДЕЯКИХ ВОДОТОКІВ БАСЕЙНУ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ	339
Ситник Ю.М., Борисова О.В. ЕКОЛОГІЧНА ПАСПОРТИЗАЦІЯ ВОДОЙМ МІСЬКОЇ ЗОНИ КИЄВА	341
Усов О.С., Серєда Т.М., Цибульський О.І. ОЦІНКА ВПЛИВУ ЧИННИКІВ УРБАНІЗАЦІЇ ПРИ ВИЗНАЧЕННІ ЕКОЛОГІЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ РІЧКИ СТРИЖЕНЬ	344

СЕКЦІЯ І. ДОСЛІДЖЕННЯ ОСОБЛИВОСТЕЙ СТРУКТУРИ ТА ФУНКЦІОНУВАННЯ ПРІСНОВОДНИХ ТА МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

УДК 582.232: 474.6

О.П. БІЛОУС

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда просп., 12, Київ 04210, Україна

ВОДОРОСТІ ДЕЯКИХ МАСИВІВ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ (УКРАЇНА)*

Згідно сучасних підходів до управління водними ресурсами, їх характеристика має здійснюватись за басейновим принципом. При цьому пріоритетну роль відводять біотичній складовій, яка разом із гідроморфологічними та гідрохімічними показниками може бути використана для встановлення екологічного стану (потенціалу) масивів поверхневих вод (МПВ) у межах обраного басейну.

Першим районом річкового басейну на якому запроваджено державний моніторинг за оновленими підходами, є р. Сіверський Донець з притоками. Річка є однією з найбільших на лівобережній Україні та найдовшою притокою р. Дон, бере початок на території Російської Федерації, у середній течії протікає територією України – Харківською, Донецькою й Луганською областями. Загальна довжина Сіверського Дінця – 1,053 км, площа водозбору – 98,900 км², у межах України 723 км, що становить 68% загальної довжини, і 54,540 км², або 55% площі водозбору, з них у Харківській області – 375 км і 22,030 км² (40%), Донецькій – 95 км і 7,950 км² (15%), Луганській – 253 км і 24,560 км² (45%) (Вишневецький, 2000).

Басейн р. Сіверського Дінця у межах України характеризується різноманіттям природних умов та значним впливом техногенних факторів. Окрім того, на території України його водні ресурси інтенсивно використовуються для водопостачання промислово розвиненого регіону України, що включає Харківську область і Центральний Донбас, який характеризується значними обсягами забору та відведення води. При цьому найбільшою проблемою басейну є забруднення стічними водами промислових та комунальних підприємств (Ухань, 2010).

Важко переоцінити значення цієї водної артерії регіону, однак її стан за показниками хімічного забруднення свідчать про незадовільну якість досліджених вод (Ухань, 2002). Зважаючи на високе значення річки, метою нашої роботи є характеристика фітопланктону та фітобентосу деяких МПВ басейну Сіверського Дінця на сучасному етапі. Для виконання поставленої мети, у літній період 2019 р. здійснено експедиційний виїзд та обстежено дев'ять МПВ басейну р. Сіверський Донець: у межах Донецької області – власне р. Сіверський Донець, річки Бичок і Жеребець, у межах Харківської області – річки Тетлега, Уди і Оскіл, у межах Луганської області – р. Красна нижче і вище с. Нижня Дуванка та р. Деркул. Проби фітопланктону відбирали за допомогою батометра, для збору фітобентосу робили змиви із придонних субстратів. Отримані проби опрацьовували в лабораторних умовах Інституту гідробіології НАН України, визначаючи видовий склад водоростей, а також кількісні характеристики фітопланктону.

Загальна кількість водоростей, що виявлена на обстежених ділянках становить 175 видів (177 внутрішньовидових таксонів – ввт) із семи відділів – Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanophyta, Charophyta, Ochrophyta, Dinophyta та Euglenophyta, 13 класів, 29 порядків, 44 родин та 79 родів. Отримані дані узгоджуються із літературними відомостями щодо для басейну р. Сіверський Донець, зокрема, власне р. Сіверський Донець, де видовий склад фітопланктону сформований діатомово-кокоїдним

комплексом з переважанням діатомових (40 %) та зелених водоростей (33 %) (Лялюк, Петраєва, 2014).

За наданням переваги тому чи іншому субстрату та типу місцеіснування, ідентифіковані нами із планктону та бентосу водорості, розподілились за групами наступним чином: бентосні в широкому значенні, тобто види, пристосовані до існування у прикріпленому чи неприкріпленому стані на дні водойми чи різноманітних предметах, живих чи мертвих організмах, що знаходяться у воді (В) – 45 видів, бентосні та аерофіли, що надають перевагу місцеіснуванню у зоні зволоження (В, аер) – 1 вид, бентосні та ґрунтові, що надають перевагу наземним субстратам (В, S) – 1 вид, планктонні, тобто види, що мешкають у товщі води у завислому стані (Р) – 18 видів, планктонно-бентосні, частіше за все початково прикріплені до субстрату, що при цьому можуть виживати у товщі води (Р-В) – 54 види, планктонно-бентосні та епібіонти, тобто види, що мешкають на рослинних та тваринних організмах (Р-В, Ер) – 15 видів, планктонно-бентосні, епібіонти та ґрунтові (Р-В, Ер, S) – 1 вид, планктонно-бентосні, ґрунтові та фікобіонти (ті, що формують лишайник) (Р-В, рb, S) – 1 вид, планктонно-бентосні та ґрунтові (Р-В, S) – 2 види, а також 39 таксонів про які інформація відсутня (Барінова и др., 2019).

Досліджені МПВ проаналізовано за значущими біологічними параметрами, які використовуються для характеристики екологічного стану задля можливості використання цих матеріалів при подальших моніторингових дослідженнях басейну.

Фітопланктон обстеженої ділянки на р. Оскіл біля с. Кам'янка, був представлений 24 видами з 14 родин. Чисельність планктонних водоростей становила 1,100 тис. кл/дм³, біомаса – 0,44 мг/дм³. Індекс сапробності дорівнював 2,19 бали, індекс Шенона – 3,178 біт/екз. У бентосних пробах виявлено 15 видів водоростей, і вони представлені 7 родинами. Загалом на ділянці ідентифіковано 38 видів.

На р. Деркул вище м. Біловодськ у планктоні знайдено 19 видів (20 ввт) водоростей, які відносяться до 15 родин, при цьому чисельність становила 226 тис. кл/дм³, біомаса – 0,76 мг/дм³. Індекс сапробності склав 1,96 бали, а індекс Шенона – 2,996 біт/екз. Кількість видів фітобентосу становила 27, вони представлені 12 родинами. Загалом на ділянці ідентифіковано 44 види (45 ввт) водоростей.

У р. Красній вище с. Нижня Дуванка у фітопланктоні виявлено 19 видів (20 внутрішньовидових таксонів), при цьому кількість родин склала 11. Його чисельність становила 366 тис. кл/дм³, а біомаса – 0,44 мг/дм³. Індекс сапробності дорівнював 2,4 бали, індекс Шенона – 2,996 біт/екз. Кількість видів фітобентосу склала 35, представлених 16 родинами. Загалом на ділянці знайдено 48 видів (50 внутрішньовидових таксонів) видів водоростей.

На ділянці р. Красної, вище с. Преображення, з планктону ідентифіковано 14 видів (15 ввт) водоростей, що належать до 11 родин, чисельність становила 110 тис. кл/дм³, а біомаса – 0,32 мг/дм³, індекс сапробності дорівнював 1,95 бали, а індекс Шенона – 2,708 біт/екз. З бентосних проб ідентифіковано 31 вид водоростей, які представлені 12 родинами. Загалом на ділянці виявлено 40 видів (41 внутрішньовидовий таксон) водоростей.

Власне у р. Сіверський Донець (станція біля с. Крива Лука), планктон представлений 25 видами водоростей з 16 родин. При цьому чисельність дорівнювала 2'079 тис. кл/дм³, а біомаса – 1,82 мг/дм³. Індекс сапробності становив 1,88 бали, індекс Шенона – 3,219 біт/екз. Також у бентосних пробах ідентифіковано 39 видів водоростей, які представлені 18 родинами. Загалом на ділянці ідентифіковано 62 видів водоростей.

Фітопланктон р. Жеребець, вище с. Торська представлений 21 видом, що належать до 12 родин. Його чисельність становила 448 тис. кл/дм³, а біомаса – 0,73 мг/дм³. Індекс сапробності дорівнював 1,81 бали, індекс Шенона – 3,045 біт/екз. Кількість видів фітобентосу склала 31, що представлені 12 родинами. Загалом на цій ділянці ідентифіковано 48 видів (49 внутрішньовидових таксонів) водоростей.

У фітопланктоні р. Бичок вище с. Яблунівка, нижче регіонального заповідника «Клебань-Бик» виявлено 14 видів з 11 родин. Чисельність планктонних водоростей становила 936 тис. кл/дм³, а біомаса – 1,52 мг/дм³. Індекс сапробності дорівнював 2,38 бали, індекс Шенона – 2,639 біт/екз. У бентосних пробах було ідентифіковано 37 видів (38 ввт) водоростей, що належать до 14 родин. Загалом на ділянці знайдено 50 видів (51 ввт) водоростей.

На р. Тетлега, біля с. Кочеток у планктоні ідентифіковано 16 видів, що належали до 8 родин. Його чисельність становила 152 тис. кл/дм³, а біомаса – 0,12 мг/дм³. Індекс сапробності дорівнював 2,25 бали, індекс Шенона – 2,773 біт/екз. У фітобентосі була виявлено 29 видів (30 ввт) з 9 родин. Загалом на ділянці ідентифіковано 44 види (45 ввт) водоростей.

У планктоні р. Уди, вище с. Баранівка у виявлено 20 видів водоростей з 13 родин. Його чисельність становила 13'371 тис. кл/дм³, а біомаса – 1,74 мг/дм³. Індекс сапробності дорівнював 1,99 бали, індекс Шенона – 2,996 біт/екз. У бентосі було ідентифіковано 50 видів (51 ввт) водоростей, що належать до 21 родини. Загалом на ділянці виявлено 67 видів (68 ввт) водоростей.

Серед рідкісних видів варто відзначити наступні: *Humidophila perpusilla* (Grunow) Lowe, Kociolek, J.R. Johansen et al. (= *Diademsis perpusilla* (Grunow) D.G. Mann) ідентифікований у планктоні з р. Жеребець та *Eunotia siberica* Cleve, знайдена у р. Уди. Окрім того, у планктоні р. Жеребець виявлено *Phacus snitkovii* Roll, що був описаний із території України та наводиться для її території вдруге та є підтвердженням єдиної знахідки відзначеної для р. Сіверський Донець Д.О. Свіренком у 1938 р.

Попри наші намагання обрати станції спостережень із мінімальним антропогенним впливом, варто констатувати, що для деяких МПВ це зробити не можливо, зокрема звертає на себе увагу поганий екологічний стан р. Уди та р. Красної. Отримані матеріали стануть у нагоді при впровадженні інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом на нижньому Доні. Однак, оскільки басейн р. Сіверський Донець є одним із найменш досліджених серед основних річкових басейнів України, то необхідні подальші дослідження його гідробіологічного стану.

*Публікацію підготовлено за підтримки гранту НАН України дослідницьким лабораторіям/групам молодих вчених НАН України для проведення досліджень за пріоритетними напрямками розвитку науки і техніки (КПКВК 6541230) за проектом «Біоіндикація та біотестування стану водних екосистем у зв'язку зі зміною державної політики у сфері поверхневих вод України», договір №7/2019 від 04 лютого 2019 р. (Держ. реєстр. номер 0118U005432).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Барінова С.С., Белоус Е.П., Царенко П.М. 2019. Альгоіндикация водных объектов Украины: методы и перспективы. Хайфа, Киев: Изд. Ун. Хайфы, 367 с.
- Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання. – К.: Віпол, 2000. – 367 с.
- Лялюк Н.М., Петраєва М.Ю. Водоросли планктона середнього течення річки Северський Донець (Україна) // Альгологія. – 2014. – 24, № 3. – С. 380–384.
- Ухань О.О. Інтегральна оцінка якості поверхневих вод басейну Сіверського Дінця // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – 20, № 3. – С. 111–125.
- Ухань О.О., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Манченко А.П. Особливості формування хімічного складу поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2002. – 250. – С. 262–279.

ТЕНДЕНЦІЇ В УСПІШНОСТІ СВІТОВОГО РИБАЛЬСТВА В ЕПОХУ ПОХОЛОДАННЯ І ПОТЕПЛІННЯ КЛІМАТУ ЗЕМЛІ В ХХ СТОЛІТТІ

Багаторічний прогноз промислової продуктивності має істотне значення для рибодобувних організацій та фірм (Брянцев, 2017). Практика світового рибальства показує ознаки стійких тенденцій в багаторічних змінах виловів риби в масштабах десятиліть. У ряді промислових районів спостерігалися періоди збільшення і зниження обсягів вилову окремих видів або загального вилучення біологічних продуктів моря. За визначенням М.І. Будико, зміни клімату Землі відбуваються зі схожою періодичністю, порівняно з масштабом тисячоліть і століть. Зокрема, вказані ознаки похолодання з середини 30-х до середини 70-х років ХХ століття і потепління в наступні роки (Будико, 1984).

Для виявлення ознак зв'язків між тенденціями зміни клімату та щорічних виловів риб в Атлантичному і Тихому океанах нами використані показники вилову риб з статистики ФАО (ФАО, 2017) з 1950 по 1972 рік і з 1973 по 2015 рік, які відносять відповідно до періодів т.з. похолодання (приблизно 1937–1972) і потепління (з 1973-го року).

Порівняння досліджуваних рядів виконано за допомогою кореляційного аналізу. Отримані коефіцієнти приймалися при рівні значимості не нижче 0,05. Індекс зміни клімату Землі (δ), що побічно відображає зміни температури повітря, представлений значеннями швидкості обертання Землі, наведеними в роботах Н.С. Сидоренкова і П.І. Свиренко (Сидоренков, Свиренко, 1989). Їх період коливань складає близько 70 років з максимумом в середині 30-х років і мінімумом - на початку 70-х. Ефект даного чинника, який виражений умовно в частках одиниці, має вигляд ламаної лінії з максимумом в 30-і роки (дорівнює одиниці) і мінімумом - в 1972 і в 1973 році (дорівнює нулю). Тенденцію зниження температури також раніше побічно відображали й іншими характеристиками, зокрема, у вигляді величини 10-річних змінних середніх зональної західній і меридіональної південній циркуляції Далекосхідного сектора (Дружинін, Сазонов, Ягодинський, 1974).

Для аналізу у межах зазначених часових періодів нами обрані значення річних виловів риби (тис. т) Великобританією, Японією, Перу та у районі Каліфорнії (США), які відповідають наступним районам: Північного моря, південно-східної частини в північній півкулі Тихого океану, району Перуано-Чилійського апвелінгу і району Каліфорнії.

У вибраних для аналізу районах показники річних виловів суттєво різнилися за величиною і за характером змін. Однак в них спостерігали добре виражені як співпадаючі так і протилежні тенденції тимчасової мінливості. Виявилось, що розраховані ряди значимо корелюють між собою, а також і з тенденцією похолодання клімату. Результати аналізу свідчать про те, що в епоху похолодання клімату Землі в період з сорокових до початку сімдесятих років ХХ століття в районах Атлантичного і Тихого океанів відбувалося збільшення виловів риби в промислових районах країн Японії та Перу (зворотний зв'язок з негативною тенденцією кліматичного індексу). Ці райони збігаються з акваторіями впливу глобальних холодних течій відповідно Ойясію і Перуанського. У промислових районах Великобританії і Каліфорнії (США) в цей час вилови знижувалися. Зазначені акваторії знаходилися на «протилежних»

східних частинах океанів. Тому можна припустити, що посилення адвекції холодних вод, що містять запас біогенних солей, сприяє збільшенню первинної і наступних рівнів біологічної продуктивності.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Брянцев В.А. Эффект солнечной активности в морских экосистемах. – Mauritius: “AP Lambert AP RU”, 2017. – 87 с.
- Будыко М.И. Изменения климата. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 280 с.
- Дружинин И.П., Сазонов Б.И., Ягодинский В.Н. Космос – Земля. Прогнозы. – М.: «Мысль», 1974 – 288 с.
- Сидоренков Н.С., Свиренко П.И. Многолетние изменения атмосферной циркуляции в первом естественном синоптическом районе // Долгопериодная изменчивость среды и некоторые вопросы рыбохозяйственного прогнозирования. – М.: ВНИРО. 1989. – С. 59 – 71.
- FAO 2017, Fishery and Aquaculture Statistic. Global capture production 1950–2015.

УДК 574.583:621.311.22

ZH.F. BUSEVA, K.V. MIAHKOVA

Scientific and Practical Center of the National Academy of Sciences of Belarus
for Bioresources,

Str. Academicheskaya, 27, Minsk 220072, Minsk, Republic of Belarus

DISTRIBUTION OF VELIGERS *DREISSENA POLYMORPHA* (PALLAS, 1771) IN ZOOPLANKTON COMMUNITIES OF THE COOLING-WATER RESERVOIR LUKOML POWER PLANT (BELARUS) AND ITS SYSTEM

The zebra mussel (*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)) is considered as an invasive Ponto-Caspian species for Belarus, which is expanding new territories and spread rapidly (Johnson, Carlton, 1996, Minchin, Lusy, Sullivan, 2002), transforming the environment and the structure of natural water communities where it invades (Barnard et al., 2006). For Lake Lukoml (Lukomlskoye Lake) zebra mussel was first recorded in 1972 (Lyakhnovich, 1983). Long-term fluctuations in the abundance and biomass of this species are given in (Mitrahovich et al., 2008), which shows a decrease in the biomass of this species from the 70s of the XX century and stabilization of growth for the next 30 years - from the late 1980s to 2005 at the biomass level of 179 g/m². According to Kachanova (1963) the species has maximum densities at depths of 1–5 m due to wave mixing in shallow locations and due to oxygen deficiency and bottom siltation at deeper stations, which is consistent with our data during studies in 2016–2018. Among benthic organisms, *Dreissena polymorpha* turned out to be the dominant species in abundance - 25.4% of all macrozoobenthos (unpublished data of Moroz M.D.). However, the structural organization of communities of planktonic larvae (veligers) of zebra mussel in studied lake remains unexplored yet. It is known, the breeding period of the species usually takes place in early summer and depends on temperature in different regions (Karatayev, Burlakova, Padilla, 1998, Gromova, Protasov, 2016). The aim of our research was to study the structure of the crustaceans' zooplankton communities in the cooling-water reservoir of Lukoml Power Plant and its system (channels) and estimate spatial distribution of plankton zebra mussel larvae – veligers in breeding period in two consecutive years (2018–2019).

Lake Lukomlskoye (Lukomskoye, Lukoml) is a fourth largest (eutrophic) reservoir in Belarus, surface area is 37.71 km². The heated water from the discharge of the power station covers mainly north-eastern part of the lake, near the power station discharge and near the discharge of outlet channel. Thus, the water body is contingently divided into several sections,

which are subdue of varying influence of the station's heated water discharge. According this, the warmest part – “heated part” (HP) is directly adjacent to the station water discharge and which extends to a distance of c.a. of 1 km to the north, south-east and west, the other part – “warmed up part” (WP) is distributed at a distance of more than 1 km from the station, and finally – “natural temperature zone” (NT) is mostly sited along south and south-west shore. The division is rather conditional, the water temperature is not stable and depends on the direction of the winds and power output of the plant.

Our studies in June 2018 showed the maximum of veligers in crustaceans' zooplankton abundance of 68.32 % in the littoral of HP with water temperature 28°C and in the littoral of NT of southern part 58.2%, water temperature 22°C. In the pelagic zone water temperature was recorded of 21-21.5°C, and at in the central part of the lake the veligers in the zooplankton community were significantly less (15.4 %) compared to littoral stations. Distribution of veligers biomass, however, was different from its abundance and we recorded the highest level of 70.9±1.6 mg/m³ in the littoral of HP, but in the littoral of southern part (NT) biomass was less twice 26.9±15.7 mg/m³. At the time the highest abundance and biomass of zebra mussel itself were recorded in the littoral near the heated water discharge.

Season 2019 was warmer than the previous, water temperature in June was higher, we registered 32.2 °C in HP, 24°C in NT (southern bay) and in pelagic zone 27.8-28°C what was 4 degrees higher. As consequences abundance of zebra mussel veligers was higher in littoral locations comparing with previous studied year. In littoral locations of HP (means from depth of 1.5 and 3 meters) the abundance and biomass of veligers was 144245 ind/m³ and 371.76 mg/m³ respectively and in NT 146759 ind/m³ and 378.26 mg/m³. The veligers in crustaceans' abundance and biomass were the highest 87.66 % and 83.92 % in HP and 91.7 % and 88.85 % in NT respectively. In pelagial veligers in abundance and biomass was low as well as the previous year and counted as 5.14% and 0.74% respectively. At the depth of 0.5 m – the shallowest location abundance of veligers was different among locations, in the natural temperature zone (NT) in southern bay they consist of 2.16 % in crustaceans' abundance, at the time in HP near station discharge they were 50.33 %. Comparing inlet and outlet channels communities we found prominent differences in veligers abundance and structure. Our data shows 6.5 folder more both abundance and biomass in inlet comparing with outlet channel and they consist of about 75 % which was approximately equal to the percentage in littoral locations in the lake. Simultaneously in the warmest locations, i.e. on the depth of 0.5 m near the water discharge in the lake and in the outlet channel at the point of discharge (water temperature was 32.2 °C and 31.2 °C respectively) the veligers were 50.33 % and 45.12 % respectively but the abundance in the lake was 10 folders more than in the outlet channel (23695 and 2607 ind/m³ respectively). To evaluate the influence of the location type and temperature on the veligers structure, we performed one-factor ANOVA of the data on the abundance of veligers from all locations studied. We found a high degree of the influence of each factors (temperature and depth, $F_{4,41} = 9.34$, $p < 0.01$), which suggests that the thermal factor as well as depth has a significant influence on the abundance of zebra mussel veligers. The maximum veligers abundance was found in the littoral locations with highest water temperature, and the smallest was detected in the pelagial with lowest water temperature.

Thus, the results of our two years of studies have shown that the invasive species zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) can be as a structural component not only benthic communities, but its planktonic larvae – veligers also can be an important component of the planktonic communities mainly in littoral locations of the studied reservoir at the breeding period (in the early summer period).

REFERENCES

Christine Barnard et al. Trophic position of zebra mussel veligers and their use of dissolved organic carbon // Limnol. Oceanogr. – 2006. – 51, №3. – P. 1473–1484.

Christine M. Mayer et al. Benthification of Freshwater Lakes Exotic Mussels Turning Ecosystems Upside Down in: Th.F. Nalepa, Don W. Schloesser (eds), Quagga and Zebra Mussels - Biology, Impacts, and Control, CRC Press. – 2014. – P. 575–585.

Ecosystem of the cooling-water reservoir of the Lukoml Power Plant. / P.A. Mitrakhovich [et al.] – Mn.: Law and Economics, 2008. – 144 p. (in Russian)

Gromova Yu.F., Protasov A.A. Long-term dynamics and distribution of *Dreissena veligers* in the cooling pond of the Khmelnitsky NPP and their role in the structure of zooplankton // Hydrobiological Journal. – 2016. – 52, № 5. – P. 3–17. (in Russian)

Johnson L.E., Carlton J.T. Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* // Ecology. – 1996. – 77, № 6. – P. 1686–1690.

Kachanova, A. A. About the growth of *Dreissena polymorpha* Pallas in the Uchinsk reservoir and Mosvodoprovod canals. - M.: Uchinsk and Mozhaisk reservoirs, 1963. – 226–234 p. (in Russian)

Karatayev A.Y., Burlakova L.E., Padilla D.K. Physical factors that limit the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* (Pall.) // Journal of Shellfish Research. – 1998. – № 17. – P. 1219–1235.

Lyakhnovich V.P., Karataev A.Yu., Mitrakhovich P. A. The effect of *Dreissena polymorpha* Pallas on the eutrophic lake ecosystem // Inland Water Biology: inform. Bulletin. - L.: Science. – 1983. – № 60. – P. 25 – 28. (in Russian)

Minchin D., Lusy F., Sullivan M. Zebra mussel: impacts and spread in: E. Leppäkoski, S. Gollasch & S. Olenin (eds), Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management. – 2002. – P. 135–146.

Winkler G., Sirois P., Johnson L. E., Dodson J. J. Invasion of an estuarine transition zone by *Dreissena polymorpha veligers* had no detectable effect on zooplankton community structure // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 2005. – № 62. – P. 578–592.

УДК 551.468.3(262.5)

А.Ю. ВАРІГІН

Інститут морської біології НАН України, Одеса

Пушкінська, 37, Одеса 65113, Україна

СЕЗОННА МІНЛИВІСТЬ РОЗВИТКУ ЧОРНОМОРСЬКОГО УГРУПОВАННЯ ОБРОСТАННЯ, ЩО ЗНАХОДИТЬСЯ ПІД ВПЛИВОМ ТРАНСФОРМОВАНИХ РІЧКОВИХ ВОД

Відомо, що в північно-західну частину Чорного моря надходить стік таких великих річок, як Дунай, Дністер, Дніпро і Південний Буг. Не дивлячись на те, що стік Дунаю більш ніж втричі перевищує стік Дніпра і Південного Бугу, найбільший вплив на біоту акваторії, розташованої між гирлом Дніпро-Бузького лиману і Одеською затокою, здійснюють трансформовані води цих двох останніх річок. Справа в тому, що в північній півкулі річкові води зазвичай поширюються, притискаючись до берега вправо від напрямку впадання їх у море. При цьому напрямок їх поширення збігається з напрямком кругової течії вздовж берега, діючої в Чорному морі проти годинникової стрілки. Трансформовані води, що надходять з Дніпро-Бузького лиману, розтікаються тонким шаром по поверхні моря. Періодично великі обсяги цієї розпрісненої дніпровської води досягають Одеської затоки, в той час як поширення в морі дністровських вод обмежується районом Санжейського маяка (Большаков, 1970).

В першу чергу ці води впливають на прибережні морські угруповання обростання, розташовані на шляху їх поширення. Як відомо, в Чорному морі едифікатором угруповання обростання виступає двостулковий молюск мідія *Mytilus*

galloprovincialis (Александров, 2006). Ці молюски в процесі росту створюють складну інфраструктуру, придатну для мешкання інших безхребетних, пов'язаних з домінуючим видом різними консорційними зв'язками (Варигин, 2018). Мета роботи полягала у визначенні характеру сезонної мінливості розвитку угруповання обростання, що знаходиться під впливом трансформованих річкових вод.

Для виконання цього завдання були відібрані проби в межах трьох прибережних морських полігонів, в різному ступені віддалених від гирла Дніпро-Бузького лиману. Перший з них, що знаходиться під безпосереднім впливом річкового стоку, розташований біля мису Аджіаск, другий – біля села Григорівка, що на південь від гирла Григорівського лиману і третій – в Одеській затоці в районі Біостанції Одеського Національного університету. Проби обростання природних твердих субстратів відбирали в усі сезони 2017 року на постійних станціях, розташованих на глибині 3,5 м. Відібраних безхребетних ідентифікували до виду, підраховували і зважували. Сезонну динаміку кількісних параметрів основних видів безхребетних описували за допомогою загальноприйнятих показників чисельності (N) екз. · м⁻² і біомаси (B) г · м⁻².

В результаті проведених досліджень було встановлено, що температура води в межах вивчених полігонів змінювалася від 7 °С в зимовий період до 24,1 °С – в літній. Солоність води була мінімальною навесні (8,8 ‰, Аджіаск) і максимальною – восени (16 ‰, Біостанція). В цілому солоність трансформованих річкових вод поступово збільшувалася в напрямку Аджіаск – Григорівка – Біостанція. В складі прибережного угруповання обростання було виявлено 47 видів безхребетних, що відносяться до 11 таксонів. Таксономічна структура цього угруповання в межах вивчених полігонів характеризувалася тим, що співвідношення числа виявлених видів до числа родів у всіх випадках дорівнювало одиниці, тобто кожен виявлений рід був представлений тільки одним видом. Знайдені види безхребетних володіли певним діапазоном еврибіонтності, включаючи високий ступінь евригалінності. Ці властивості сприяли їх виживанню в умовах прибережної зони моря, де спостерігаються значні коливання основних абіотичних факторів середовища.

Позначені сезонні коливання абіотичних факторів середовища безпосередньо впливали на розвиток прибережного угруповання обростання. Крім того, сезонна динаміка кількісних параметрів безхребетних, що входять до складу прибережного угруповання обростання, тісно пов'язана з їх циклами розмноження, що відбуваються в певні періоди року. Так, серед чотирьох представників еррантних поліхет лише один вид *Platynereis dumerilii* виявляв ознаки евригалінності і був зафіксований в межах всіх вивчених полігонів. Найбільшого кількісного розвитку цей вид досягав на полігоні Біостанція, де його чисельність перевищувала 1000 екз. · м⁻². В районі Григорівки ці показники були вдвічі менше, а на полігоні Аджіаск – не перевищували 300 екз. · м⁻². Біомаса *P. dumerilii* значно збільшувалася в літній період, коли дорослі великі особини приступали до розмноження. Так, влітку 2017 року на полігоні Біостанція цей показник становив 23,42 г · м⁻².

Подібний характер сезонної мінливості чисельності зафіксований у іншого масового представника Polychaeta *Nereis zonata*, який мешкав тільки в межах полігонів Григорівка і Біостанція. Найменш чутливим до опріснення виявився третій вид поліхет *Alitta succinea*, який на полігоні Аджіаск в літній період досягав чисельності 1950 екз. · м⁻². При цьому його біомаса була максимальною і становила 43,85 г · м⁻². Четвертий вид *Hediste diversicolor* був виявлений тільки в районі Біостанції. Його чисельність збільшувалася в зимовий період до 425 екз. · м⁻². Навесні чисельність цього виду була вдвічі менше, а біомаса, в зв'язку з наявністю дорослих особин довжиною понад 100 мм, досягала 66,2 г · м⁻².

Рухливі рівноногі ракоподібні *Idotea balthica* і *Lekanesphaera monodi* були виявлені в межах всіх полігонів. При цьому перший з цих видів досягав найбільшої чисельності 2400 екз. · м⁻² восени на полігоні Григорівка. Максимальна біомаса

(43,45 г·м⁻²) була відзначена навесні на полігоні Аджіаск в період масового розмноження цих ракоподібних. Другий вид *L. monodi* мав значно більшу стійкість до опріснення. Його максимальні кількісні параметри були зафіксовані взимку на полігоні Аджіаск (чисельність 4050 екз.·м⁻² і біомаса 70,35 г·м⁻²). Ці відмінності пов'язані з тим, що перший вид найбільш активно розмножується в весняно-літній період, а другий – в літньо-осінній.

Найбільш масові представники різноногих ракоподібних *Melita palmata* і *Microdeutopus gryllotalpa* також мешкали у всіх полігонах. Чисельність цих видів зростала взимку в межах найбільш опрісненого полігону Аджіаск, досягаючи 1400 і 3025 екз.·м⁻², відповідно. В цей час в популяції були присутні як дорослі особини, так і молодь. На полігоні Біостанція, де найменш впливає річковий стік, максимальна чисельність цих ракоподібних зафіксована в осінній період, а біомаса – у весняно-літній.

Таким чином, характер сезонної мінливості розвитку угруповання обростання, що знаходиться під впливом трансформованих річкових вод, залежить від ступеня стійкості до опріснення відповідних видів, а також від особливостей їх репродуктивного циклу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Александров Б.Г. Гидробиологические основы управления состоянием прибрежных экосистем Черного моря. – Киев: Наук, думка, 2008. – 344 с.

Большаков В.С. Трансформация речных вод в Черном море. – Киев: Наук. думка, 1970. – 328 с.

Варигин А.Ю. Биотические связи в сообществе обрастания Одесского залива Черного моря // Biosystems Diversity. – 2018. – 26(1). – С. 24–29.

УДК 574.5(477.42)

В.П. ГЕРАСИМЮК

Одеський національний університет імені І. І. Мечникова,
Дворянська, 2, Одеса, 65082, Україна

МІКРОСКОПІЧНІ ВОДОРОСТІ МАЛОЇ СТЕПОВОЇ РІЧКИ БАРАБОЙ

Степова річка Барабой належить до малих річок межиріччя Дністер – Південний Буг. Свій початок річка бере біля с. Кам'янка і впадає до Грибівського лиману, який з'єднаний з Чорним морем. Раніше вона була широкою і судноплавною. В останній час внаслідок відкриття її схилів, річка значно обміліла і влітку іноді пересихає. У басейні р. Барабой знаходяться 2 водосховища з загальною площею водного дзеркала 490 га і загальним об'ємом 26 млн. м³ та 28 ставків з загальною площею 330 га і об'ємом 5,58 млн. м³. Ріка Барабой в довжину досягає 74 км, ширина її від 2 до 10 м, глибина в межах 1–3 м. Площа басейну річки дорівнює 652 км² (Швебс, Ігошин, 2003).

Водорості відіграють важливу роль у водних екосистемах. Вони створюють органічну речовину в річках, виділяють кисень, утилізують неорганічне і органічне забруднення у водоймах, є джерелом їжі для безхребетних (інфузорій, коловерток, ракоподібних, моллюсків) і хребетних (ланцетників і риб). Крім того, водорості можуть бути індикаторами солоності, температури, рН середовища і органічного забруднення води.

Малі річки Північно-Західного Причорномор'я в альгологічному плані вивчені недостатньо. Відомо лише декілька публікацій, що присвячені альгофлорі річки Барабой (Герасимюк, Миронюк, 2011; Миронюк, Ткаченко, 2013).

Метою нашої роботи було вивчення таксономічної структури видового складу мікроскопічних водоростей р. Барабой і проведення його еколого-біогеографічного аналізу.

Матеріалом для дослідження слугували проби, які були зібрані з червня 2009 по листопад 2015 р. на п'яти станціях біля сіл Барабой, Грибівки, Доброолександрівки, Мар'янівки і смт Теплодара. Мікроскопічні водорості досліджували в товщі піни (нейстоні), в обростаннях макрофітів (епіфітонні) (*Ceratophyllum demersum* L., *Lemna minor* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Potamogeton pectinatus* L., *Spirogyra* sp., *Ulva clathrata* (Roth) C. Agardh), штучних субстратів: целофану, бетонних споруд (перифітонні) і на поверхні мулу і піску (епіпелонні). Всього було зібрано і оброблено 60 проб. Водорості вивчали за допомогою тимчасових (60) і постійних (20) препаратів, які виготовляли за загально визначеними методиками (Водоросли, 1989).

Внаслідок обробки всіх альгологічних проб було виявлено та ідентифіковано 125 видів мікроскопічних водоростей, які належали до 2 доменів, 4 царств, 4 відділів, 6 класів, 22 порядків, 39 родин і 67 родів. До домену Прокаріотів (Prokaryota) належали 15 видів, решта (110 видів) були представниками домену Еукаріотів (Eukaryota). До царства Бактерії (Eubacteria) відносилися 15, Хромісти (Chromista) – 91, Найпростіші (Protozoa) – 5 і Рослини (Plantae) – 14 видів. За кількістю видів I місце зайняли представники діатомових (91 вид) водоростей, II місце посіли ціанопркаріоти (15), III місце надано зеленим (14) водоростям. На долю еугленових водоростей прийшлося лише 5 видів. Основна роль в альгофлорі р. Барабой належить водоростям із класів Bacillariophyceae (85 видів), Cyanophyceae (15), Chlorophyceae (14) і Euglenophyceae (5). У їх складі найбільш чисельними були представники порядків Naviculales (24), Bacillariales (19), Chlorococcales (14), Cymbellales (8), Oscillatoriales (7) і Fragilariales (6). До складу 10 провідних родин належали наступні: Bacillariaceae (19 видів), Naviculaceae (10), Oscillatoriaceae (6), Catenulaceae (6), Scenedesmaceae (6), Surirellaceae (6), Fragilariaceae (6), Pleurosigmataceae (5), Gomphonemataceae (5) і Cymbellaceae (4). Види, які входять до переліку 10 провідних родин, нараховували 73 або 58,4 % від загальної кількості видів. Представники родів *Nitzschia* Hassall (11 видів), *Navicula* Bory (7), *Gomphonema* (C. Agardh) Ehrenb. (5), *Amphora* Ehrenb. (4), *Tryblionella* W. Sm. (4), *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont (4), *Surirella* Turpin (4), *Gyrosigma* Hassall (4), *Cymbella* C. Agardh (3) і *Phormidium* Kütz. ex Gomont (3) склали основу альгофлори річки Барабой.

Вперше для річки Барабой наведено 27 регіонально нових видів. До них належать *Merismopedia minima* Beck, *Arthrospira laxa* (G.M. Smith) W.B. Crow, *Microcoleus amoenus* (Gomont) Strunecky, Komárek et Johansen, *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitler, *Nostoc pruniforme* C. Agardh ex Bornet et Flahault, *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen, *Cymbella cistula* (Ehrenb.) Kirchn., *Encyonema elginense* (Krammer) D.G. Mann, *Placoneis gastrum* (Ehrenb.) Mereschk., *Cocconeis euglypta* Ehrenb., *Planothidium delicatulum* (Kütz.) Round et Bukht., *Mastogloia smithii* Thwaites, *Caloneis permagna* (Bailey) Cleve, *Pinnularia rupestris* Hantzsch, *Navicula reinhardtii* (Grunow) Grunow, *Gyrosigma distortum* (W. Sm.) Griffith et Henfr., *G. fasciola* (Ehrenb.) Griffith et Henfr., *Amphora genkalii* Gusl., *Nitzschia filiformis* (W. Sm.) F. Schütt, *N. microcephala* Grunow, *N. vermicularis* (Kütz.) Hantzsch, *Tryblionella levidensis* W. Sm., *Cymatopleura undulata* (Ehrenb.) Gerasimiuk, *Acutodesmus pectinatus* (Meyen) P. Tsarenko, *Chlorococccum infusionum* (Schrank) Meneghini, *Coelastrum pseudomicroporum* Korschikov, *Monoraphidium griffithii* (Berk.) Komárk.-Legn.

В результаті порівняльного аналізу з літературними даними (Герасимюк и др., 2008; Герасимюк, Герасимюк, 2009; Герасимюк, 2010; Герасимюк, Миронюк, 2011; Миронюк, Ткаченко, 2013; Герасимюк, Чемерська, 2014; Герасимюк, Герасимюк, 2017) встановлено, що за кількістю видів систематичний склад мікрофітобентосу р. Барабой (125 видів) поступається таксономічному списку альгофлори річки Великий Куяльник

(139), але переважає кількість видів водоростей річок Кодима (104), Кучурган (97), Тилігул (90), Кам'янка (75), Синюха (67), Мертвовід (55) і Ягорлик (54).

За рівнем організації виявлені види водоростей поділялися на одноклітинні (71 види), колоніальні (42) і багатоклітинні (12). Щодо морфологічної диференціації слані вони поділялися на кокоїдні (106 видів), нитчасті (12), монадні (5) і пальмелоїдні (2). Мікрowodорості р. Барабой були представлені рухомими (60 видів) і нерухомими (65) формами. Встановлено біотопічну приуроченість виявленого складу водоростей та їх розподіл: 20 таксонів належали до планктонних, 41 – до перифітонних і 64 – до бентосних організмів. У фітопланктоні мешкали *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Aulacoseira granulata*, *Melosira varians* C. Agardh, *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Reimann et J.C. Lewin, *Chlorococcum infusionum*, *Acutodesmus pectinatus*, *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew., *Sphaerocystis planctonica* (Korschikov) Bourr. У перифітоні були знайдені *Microcoleus amoenus*, *Phormidium breve* (Kütz. ex Gomont) Anagn. et Komárek, *Oscillatoria limosa* C. Agardh ex Gomont, *Ctenophora pulchella* (Ralfs ex Kütz.) D.M. Williams et Round, *Cocconeis placentula* Ehrenb., *Rhoicosphenia abbreviata* (C. Agardh) Lange-Bert., *Tabularia tabulata* (C. Agardh) Snoeijs, *Ulnaria ulna* (Nitzsch). Compere. На дні річки зростали *Euglena viridis* (O. Müll.) Ehrenb., *Lepocinclis acus*, *Haslea spicula* (W.J. Hickie) Bukht., *Navicula cryptocephala* Kütz., *Anomoeoneis sphaerophora* (Kütz.) Pfitzer, *Fallacia pygmaea* (Kütz.) Stickle et D.G. Mann, *Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh., *Diploneis ovalis* (Hilse) Cleve, *Pinnularia rupestris*, *Tryblionella apiculata* W. Greg., *Iconella curvula*, *Surirella minuta* Brébisson ex Kütz.

За відношенням до субстрату водорості розподілилися наступним чином: у мулі 80 видів, на піску – 18, на макрофітах – 63, в обростаннях штучних субстратів – 11, в товщі піни – 12. В товщі піни спостерігалися *Microcoleus amoenus*, *Cyclotella meneghiniana*, *Fallacia pygmaea*, *Haslea spicula*, *Navicula cryptocephala*, *Cylindrotheca closterium*, *Phacus caudatus*. В обростаннях макрофітів були відмічені *Oscillatoria limosa*, *Diatoma vulgare* Bory, *Gomphonema clavatum*, *Ctenophora pulchella* (Ralfs ex Kütz.) D.M. Williams et Round, *Tabularia tabulata*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Cocconeis placentula*. На поверхні целофану виявлені *Diatoma elongatum*, *Ulnaria ulna*, *Navicula alinae*, *N. cryptocephala*, *Amphora ovalis*, *Nitzschia tryblionella* Hantzsch, *Tryblionella hungarica* (Grunow) Frenguelli. Поверхня піщаного ґрунту була вкрита *Johanseninema constrictum* (Szafer) Hasler, Dvorák et Poulicková, *Microcoleus amoenus*, *Hallamphora coffeaeformis* (C. Agardh) Levkov, *Nitzschia sigma* (Kütz.) W. Sm., *Lepocinclis acus*. У мулі траплялися *Phormidium chalybeum* (Mertens ex Gomont) Anagn. et Komárek, *Caloneis permagna*, *Diploneis pseudovalis* Hust., *Hippodonta capitata* (Ehrenb.) Lange-Bert., D. Metzeltin et A. Witkowski, *Pinnularia viridis* (Nitzsch) Ehrenb., *Gyrosigma acuminatum*, *Bacillaria paxillifera* (O. Müll.) T. Marsson, *Hantzschia vivax*, *Nitzschia commutata* Grunow *Cumatopleura undulata*.

У відповідності до солоності (мінералізації) води переважали прісноводні водорості - олігогалоби (100 видів), з яких 69 видів відносяться до індиферентів і 31 – до галофілів. Друге місце належить групі мезогалобів (20). Лише 5 видів мають відношення до полігалобів і вони знайдені біля с. Грибівка, яке розташоване зовсім недалеко від Чорного моря.

За відношенням до рН середовища домінувала група алкаліфілів (111 видів), до індиферентів відносилися 12 видів і 2 види належали до групи ацидофілів.

З вищенаведених таксонів 99 видів водоростей є показниками органічного забруднення води, серед яких переважала група мезосапробів (76). З них β – мезосапроби нараховували 52 види, α – мезосапроби – 18, β - α – мезосапроби – 7. Показники чистих вод – олігосапроби були представлені 13 видами, ксеносапроби – 1. До змішаної групи (олігосапробів – β – мезосапробів) належали лише 3 види. Відмічено також 2 полісапробних види. Інші види склали угруповання з невстановленим

відношенням до органічного забруднення. Відповідно до значення сапробного індексу (2,19), розрахованого за індикаційною вагою водоростей – індикаторів, р. Барабой належить до β – мезосапробних водойм.

Відзначена біогеографічна специфіка видового складу виявлених водоростей, що представлена космополітною (92 види) і бореальною (29) групами з північно-альпійськими (1) елементами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.Л. и др. Водоросли: *Справочник*. – К.: Наук. думка, 1989. – 608 с.

Герасимюк В.П. Мікроскопічні водорості бентосу степової річки Кодими // – 2010. – Т. 15, вип. 6, Сер. Біологія. – С.25–30.

Герасимюк В.П., Герасимюк Н.В. Мікрофітобентос степової річки Тилігул // сник ОНУ. – 2009. – Т. 14, вип. 8. – С. 22–30.

Герасимюк В.П., Герасимюк Н.В. Мікроскопічні водорості бентосу степової річки Кучурган (Північно-Західне Причорномор'я // Вісник ОНУ. – 2017. – Сер. Біологія. – Т. 22., вип. 1(40). – С. 23–33.

Герасимюк В.П., Миронюк О.М. Мікрофітобентос степової річки Барабой // Вісник ОНУ. – 2011. – Т. 16, Вип. 18, Сер. Біологія. – С. 8–15.

Герасимюк В.П., Чемерська Х.О. Мікрофітобентос річки Мертвовід // Вісник НУ. – 2014. – Сер. Біологія. – Т. 19, вип. 1(34). – С. 57–67.

Герасимюк В.П., Шихалеева Г.М., Еннан А.А., Бабінець С.К., Кірюшкіна Г.М. сті річки Великий Куяльник // Вісник ОНУ. – 2008. – Т. 13, вип.14. – С. 37–52.

Миронюк О.М., Ткаченко Ф.П. Состав водорослей-индикаторов малых рек Северо-Западного Причерноморья // Вісник ХНАУ. – Сер. Біологія. – Харків, 2013. – Вип. 2. – С. 93–103.

Швебс Г.І., Ігошин М.І. Каталог річок і водойм України. – Одеса: Астропринт, 2003. – 390 с.

УДК 574.52

В.О. ГЕТМАНЕНКО, К.В. ЖИРЯКОВА

Інститут рибного господарства та екології моря,
Вул. Консульська, 8, м. Бердянськ 71118, Україна

ФОРМУВАННЯ ПОПУЛЯЦІЇ МІДІЇ В УМОВАХ ЗМІНИ РЕЖИМУ СОЛОНОСТІ АЗОВСЬКОГО МОРЯ

Мідія – двостулкових моллюсків із роду *Mytilus* Linne, 1758 нараховує від 5 до 8 видів, які мають всесвітнє розповсюдження. У Азовському морі мешкає середземноморський вид – *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819. Він поширений у межах від Атлантичного узбережжя Європи (на північ від Біскайської затоки) до Азовського моря, включно з Середземним, Егейським, Мармуровим та Чорним морями. Географічний ареал, характер поселення моллюска свідчить, що азовська мідія представляє крайову популяцію середземноморської мідії (Дехта та ін., 2008).

У малакофауні Азовського моря завжди присутня мідія, але під дією ряду факторів, переважно солоності, її чисельність може бути від поодиноких особин, так і досягати великих скупчень. Мідія входить до переліку багатьох біоценозів Азовського моря, може бути як другорядним, так і домінуючим видом. При наявності сприятливих умов вона формує чисельні поселення – «банки» (Вороб'єв, 1949; Некрасова, 1977). Як правило, ці поселення використовують твердий субстрат на глибині від 4 до

10 метрів. Під дією течії, яка спрямована зі сходу на захід, відбувається перенесення пелагічних личинок та осідання у сприятливих біотопах з подальшим зростанням – утворюється ніби «пояс» біля північного, західного та східного берегів різною площею і чисельністю ценозу мідії.

Азовська мідія за своєї біологією близька до чорноморської. Статевої зрілості вона досягає на другому році життя. Перші личинки мідії з'являються у планктоні при $+12^{\circ}\text{C}$, пік нересту відмічається у температурному діапазоні $+20 - +25^{\circ}\text{C}$. Експериментально було встановлено, що найбільш масове поповнення популяції відбувається за рахунок літнього нересту у липні – серпні і солоності води 12 ‰ та вище, у цей період приріст мідій дорівнює 9,1 мг/добу (Спічак та ін., 1986).

Таким чином, найбільш важливими факторами у відтворенні мідії в природних умовах слід вважати термічний режим і солоність води, які сприяють дозріванню статевих продуктів, нересту, ефективному осіданню та зростанню й поширенню популяції моллюсків.

Наприкінці 60-х і до початку 90-х років минулого століття солоність води у Азовському морі коливалася у межах 12,3 – 13,8 ‰, деколи досягала 14,5 ‰, це сприяло розвитку і поширенню поселень мідії, площа яких дорівнювала 3,8 – 7,1 тис. км², загальний запас оцінювався на рівні 2,4 млн. т (Некрасова та ін., 1981, Яновский та ін., 1998). Наприкінці 90-х років минулого століття солоність води Азовського моря почала знижуватися і досягла критично низьких значень для природного відтворення популяції азовської мідії. При солоності нижче 10 ‰ спостерігається порушення процесу репродукційного циклу мідії (Супрунович та ін., 1990), що в умовах Азовського моря призвело до «старіння» та загибелі більшої частини популяції. «Уламки» мідійних скупчень залишалися у східній частині моря, де вони частково поповнювалися за рахунок занесення личинок з Чорного моря.

Поступове зниження солоності й утримання її на низькому рівні продовжувалося на протязі двох десятків років. Найменша солоність води була зафіксована у 2005 – 2008 рр. (9,22 – 9,95 ‰). У цей період популяція азовської мідії майже припинила своє існування.

Починаючи з 2010 р. відбувалося поступове підвищення солоності води, і в 2013 р. вона перетнула позначку 12,0 ‰. Перші ознаки відтворення азовської популяції мідії почали спостерігатися з появою у планктоні личинок. На стадії великонхи у личинок мідії з'являються пігментні плями (вічко), за якими її можна добре ідентифікувати. Перші поодинокі личинки мідії були відмічені у 2009 р., кількість їх складала 5 – 7 % від загальної чисельності. З підвищенням солоності ефективність нересту помітно зростала, особливо це відзначалося в північній частині Азовського моря, де вже у квітні 2016 р. кількість пелагічних личинок мідії досягла 500 тис. екз./м³, у західній частині моря – 60 тис. екз./м³. Найбільш активний нерест мідії відмічався наприкінці квітня і продовжувався протягом травня. Також було встановлено, що у сучасних умовах нерест мідії відбувається впродовж усього року, цьому сприяє режим солоності, теплі зими і відсутність постійного льодового покриву моря. У грудні 2017 р. чисельність личинок мідії на декількох ділянках водойми досягала 1,8 тис. екз./м³.

Життєвий цикл моллюсків складає 6 років (Яновский та ін., 1998), таким чином, урахувавши сприятливі умови існування, які налічують у Азовському морі майже 9 років, етап формування самостійних ценозів – поселень мідії йде до завершення. За попередньою оцінкою, площі поселення мідії у Північному Приазов'ї дорівнюють 1036,8 км², запас – 900 тис. т. На скупченнях – «банках» популяція мідії представлена різноманітними особинами з лінійними розмірами моллюсків від 4 до 74 мм, і переважанням двох модальних угруповань – 6 – 14 мм та 43 – 49 мм.

У 2019 р. основні скупчення мідій були відмічені у Білосарайській, Бердянській затоках та північно-західній частині Обіточної затоки. Поодинокі локалізації мідій спостерігалися біля Арабатської стрілки, а також у районі коси Олександрівська та біля

Ясенської затоки (східна частина моря). Процес формування поселень мідії ще продовжується і потребує подальшого вивчення.

Мідія – об'єкт аквакультурального розведення багатьох країн Середземномор'я. На сьогодні у Азовському морі склалися досить сприятливі умови природного відтворення популяції: достатньо висока солоність води, відсутність задухи у літній період та льодового покриву узимку, гарні споживчі умови та ін. Враховуючи багаторічний досвід штучного розведення мідії у Азово-Чорноморському басейні (Супрунович та ін. 1990) треба залучати підприємців та фахівців для відтворення мідійних ферм у Північному Приазов'ї для отримання додаткового корисного білкового продукту з метою забезпечення сировиною харчові виробництва.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Воробьев В.П. Бентос Азовского моря // Тр. АзЧерНИРО, 1949. – вып. 13. – 193 с.

Дехта В.А., Махоткин М.А., Сергеева С.Г. Генетическая адаптация популяций мидии, пиленгаса, тарани к градиенту солености в Азовском море // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыбохозяйственных водоемов Азово – Черноморского бассейна. Сб. науч. трудов (2006 – 2007 гг.). – Ростов – на – Дону: ООО «Диапазон», 2008. – С. 102 – 110.

Некрасова М.Я. Изменение бентоса Азовского моря под влиянием осолонения // Зоол. журн. – 1977. – Вып. 7. – С. 983 – 989.

Некрасова М.Я., Закутский В.П. Состояние запасов и распределение мидии в Азовском море // Тез. докл. областной научной конференции по итогам работы АзНИИРХа в X пятилетке, Ростов – на – Дону, 31 марта – 02 апреля 1981 г. – Ростов – на – Дону, 1981. – С. 102 – 104.

Спичак С.К., Беспалова Л.А., Ландышевская А.Е., Николаенко С.Н. Природные предпосылки развития марикультуры мидии в Обиточном заливе (Азовское море) // Тез. докл. областной научной конференции по итогам работы АзНИИРХа в XI пятилетке, Ростов – на – Дону, 4 – 6 февраля 1986 г. – Ростов – на – Дону, 1986. – С. 193 – 195.

Супрунович А.В., Макаров Ю.Н. Мидии // Культивируемые беспозвоночные. Пищевые беспозвоночные. Мидии, устрицы, гребешки, раки, креветки. – Київ: «Наукова думка», 1990. – С. 12 – 57.

Яновский Э.Г., Мирошников В.С. Биология, распределение и численность мидии *Mytilus galloprovincialis* в Северном Приазовье // Тр. ЮгНИРО. – 1998 – 44. – С. 49 – 51.

УДК 591.524.12: [556.53:574.65] (477.43)

Ю.Ф. ГРОМОВА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ЗООПЛАНКТОН ТРАНСФОРМОВАНОЇ МАЛОЇ РІЧКИ ПРИП'ЯТСЬКОГО ПОЛІССЯ*

Малі річки України та їх басейни підлягають різним типам антропогенної трансформації – зарегулюванню стоку, випрямленню русел, осушенню заплав та ін., що призводить до зміни їх гідрологічного, гідрохімічного і гідробіологічного режиму (Восстановление..., 1989; Громова, Афанасьев, Шевцова, 2012 та ін.). Однією з таких річок є притока р. Прип'яті третього порядку – річка Гнилий Ріг, що протікає в південно-західній частині Українського Полісся. Довжина річки складає 28 км, похил –

1,64 м/км, площа водозбірної басейну – 201 км². Річка з природним руслом і заплавою у верхів'ї, зазнаючи ряд трансформацій у середній (каскад ставків, випрямлене каналізоване русло) і нижній течії (водойма-охолоджувач АЕС), набуває вигляду невеликого струмка, що витікає з водойми-охолоджувача і впадає в р. Вілію. Фактично, після створення на річці у 1981 р. водосховища для охолодження Хмельницької АЕС, яке акумулює весь стік р. Гнилий Ріг, ділянка річки нижче водойми-охолоджувача припинила своє існування. Наявність різноманітних екологічних умов протягом течії річки, що обумовлені перш за все техногенними, а також біотичними факторами, робить р. Гнилий Ріг цікавим об'єктом для вивчення гідробіологічного режиму в умовах різних типів трансформацій. Метою цієї роботи було встановлення таксономічного багатства, кількісного розвитку і структури угруповань зоопланктону р. Гнилий Ріг в умовах трансформованого русла.

Відбір проб зоопланктону проводили восени 2010, 2012–2017 рр. і влітку 2009, 2013, 2018 рр. на станціях: 1 – верхів'я (права притока у верхній течії річки, що протікає у подібних умовах з верхів'ям головної річки), 2 – верхній ставок (с. Комини), 3 – нижче верхнього ставка, 4 – середній ставок (с. Співаки), 5 – нижче середнього ставка, 6 – нижній ставок (с. Білотин), 7 – нижче нижнього ставка, 8 – каналізована ділянка, 9 – гирло (перед впадінням у водойму-охолоджувач). Всього було відібрано 39 проб шляхом фільтрування 100 л води через планктонну сітку Апштейна (розмір вічка 80 мкм). Опрацьовували матеріал за стандартними в гідробіології методиками (Методи..., 2006).

Кисневий режим р. Гнилий Ріг у період проведення наших досліджень був сприятливий – вміст розчиненого кисню змінювався в межах 8,20–9,51 мг/дм³. Температура води у річці складала: на початку літа – 15,5°C (червень 2009 р.), в середині літа – 22,6–24,6°C (серпень 2013, 2018 гг.), у ранньоосінній період – 14,0–18,8°C (вересень 2012, 2014, 2015 гг.), в середині осені – 5,5–9 °C (жовтень 2016, 2017 рр.). Амплітуда коливань температури води на різних станціях річки не перевищувала 3°C (Техно-екосистема..., 2011).

За період досліджень в зоопланктоні р. Гнилий Ріг виявлено 127 НІТ (нижчий ідентифікований таксон), серед яких 89% визначено до рангу виду. Коловертки склали 65 НІТ, гіллястовусі ракоподібні – 39, веслоногі – 22, велигери *Dreissena* – 1. У водойми-охолоджувачі Хмельницької АЕС, джерелом води для якої є р. Гнилий Ріг, по даним багаторічних досліджень (1998–2018 рр.) НІТ-багатство зоопланктону складає 153. Подібність видового складу річки і водойми-охолоджувача висока – 0,72 згідно індексу Серенсена.

В р. Гнилий Ріг по кількості видів переважали роди *Brachionus* (7 видів), *Euchlanis*, *Pleuroxus* (по 6 видів), *Lecane*, *Alona* (по 5 видів). Найчастіше зустрічались таксони: *Nauplii* *Copepoda*, *Cyclopoida* *juv.*, *Synchaeta* *sp.*, *Bdelloida* *gen. sp.*, *Alona* *rectangula* (Sars), *Bosmina* *longirostris* (O.F. Müll.), *Keratella* *quadrata* (Müll.), *Chydorus* *sphaericus* (O.F. Müll.), *Euchlanis* *dilatata* (Ehrb.), *Keratella* *cochlearis* (Gosse), *Alonella* *nana* (Baird) (50–100% зустрічання).

Склад домінуючих видів зоопланктону різних ділянок річки визначався характером біотопу. На ділянці верхньої течії (ст. 1) в умовах мілкою з водною рослинністю русла переважали *Scapholeberis* *mucronata* (O.F. Müll.), *Simocephalus* *vetulus* (O.F. Müll.), рідше – *K. quadrata*. У ставках більшість складали особини ювенільних стадій копепод, *Thermocyclops* *oithonoides* (Sars), *Asplanchna* *priondonta* Gosse, *K. quadrata*, *Acroperus* *harpaе* (Baird), *Daphnia* *longispina* (O.F. Müll.). На ділянках русел безпосередньо нижче ставків комплекс домінуючих видів як правило був подібним до ставкового, однак нижче нижнього ставка (ст. 7) на структуру зоопланктону ймовірно впливала фільтраційна діяльність уніонід, поселення яких спостерігались тут багато років (Силаєва и др., 2016). Крім глохідій уніонід, що масово зустрічались у планктоні на цій ділянці, переважали види, асоційовані з заростями – *A. nana*, *S. vetulus*, *Sida* *crystallina* (O.F. Müll.) і *C. sphaericus*, що, можливо, пов'язано з

їх більшою захищеністю від фільтраційної активності молюсків, а також може свідчити про відфільтровування молюсками більш дрібних організмів. Один з домінантів – *S. mucronata*, мешкаючи спільно з молюсками, на відміну від інших гіллястовусих, отримує перевагу через добування їжі у поверхневої плівки, використовуючи недоступні для молюсків ресурси. Вплив фільтраційної активності молюсків на зоопланктон вірогідно проявляється і нижче за течією, на ділянці каналізованого русла (ст. 8), де в зоопланктоні часто переважали великі види кладоцер *Eurycercus lamellatus* (O.F. Müll.), *S. mucronata*, *A. harpae*, *Graptoleberis testudinaria* (Fisch.). На заплавної ділянці, при впадінні у водойму-охолоджувач (ст. 9), комплекс домінуючих видів зоопланктону набуває подібності до такого ставків і водойми-охолоджувача – переважають особини ювенільних стадій копепод, *A. priodonta* та ін.

Для різних ділянок річки виділені специфічні види. Так, у верхів'ї, на заболоченій лісовій ділянці, відмічені види, характерні для зарослих водною рослинністю водойм і боліт – *Keratella testudo* (Ehrb.), *Lepadella ovalis* (Müll.), *Lophocharis salpina* (Ehrb.), *Trichocerca tigris* (Müll.), *Alona intermedia* Sars, *Diacyclops languidoides* (Lill.), *Ectocyclops phaleratus* (Koch), *Macrocyclus fuscus* (Jur.), а також індикатор підвищеної сапробності (*Brachionus urceolaris* Müll.) у місцях життєдіяльності бобрів. У ставках і ділянках русла, які підлягають впливу ставків, зустрічались характерні для різнотипних водойм види – *Asplanchna girodi* Guerne, *Brachionus nilsoni* Ahlst., *Conochiloides coenobasis* Skor., *Conochilus hippocrepis* (Schr.), *Dissotrocha aculeata* (Ehrb.), *Euchlanis calpidia* Myers, *Euchlanis pyriformis* Gosse, *Filinia passa* (Müll.), *Lecane lunaris* (Ehrb.), *Lindia* sp., *Lophocharis oxysternon* (Gosse), *Trichotria similis* (Stenr.), *Macrocyclus distinctus* (Rich.), *Ceriodaphnia reticulata* (Jur.), *Lathonura rectirostris* (O.F. Müll.), *Oxyurella tenuicaudis* (Sars), *Picripleuroxus laevis* (Sars), *Picripleuroxus similis* (Vávra), *Pseudochydorus globosus* (Baird). На ділянці каналізованого русла виявлені фітофільні *Trichocerca longiseta* (Shrank) і *Trichotria tetractis* (Ehrb.). В гирловій ділянці зареєстровані види, що отримали розповсюдження в пелагіалі або мілководдях водойми-охолоджувача (*Mytilina ventralis* (Ehrb.), *Polyarthra vulgaris* Carl., *Polyarthra major* Burckh., *Trichocerca capucina* (Wierz. et Zach.), *Trichocerca cylindrica* (Imh.), *Eudiaptomus gracilis* (G.O. Sars), *Bosmina coregoni* Baird, *Ceriodaphnia dubia* Rich., *Diaphanosoma mongolianum* Ueno, *Moina micrura* Kurz, *Pleuroxus aduncus* (Jur.)).

Найбільше таксономічне багатство зоопланктону було характерне для ставків (18–47 НІТ) і гирлової ділянки річки (14–40), найменше – для ділянки каналізованого русла (6–19) і верхів'я (16–19). В руслі нижче середнього та нижнього ставка видове багатство зоопланктону знижувалось.

Кількісні показники розвитку зоопланктону різних ділянок річки значно відрізнялись. В цілому, для динаміки чисельності і біомаси зоопланктону було характерне зростання показників у верхньому ставку, де вони досягали 156540–1160960 екз/м³ і 350–8868 мг/м³, та подальше коливання з тенденцією до зниження до ділянки каналізованого русла, де рясність зоопланктону змінювалась в межах 200–57760 екз/м³ і 1–151 мг/м³. Більш низькі показники кількісного розвитку зоопланктону на каналізованих ділянках русел у порівнянні з природними були відмічені і на інших річках (Громова, Афанасьєв, Шевцова, 2012). Порівняно низька рясність зоопланктону на цій ділянці русла може також бути обумовлена фільтраційною діяльністю уніонід, які розвиваються на вищерозташованій станції. В гирловій ділянці, при впадінні у водойму-охолоджувач, рясність зоопланктону знову збільшувалась, складаючи у різні роки 4414–6102500 екз/м³ і 6–67132 мг/м³.

Найбільше значення стоку зоопланктону встановлене у серпні 2013 р. у гирлі – 4,99 г/сек. В осінні місяці 2014–2017 рр. стік зоопланктону р. Гнилий Ріг в середньому змінювався від 0,02 до 0,06 г/сек. Найнижчі значення стоку відмічались на ділянці каналізованого русла.

Таксономічна структура зоопланктону була досить мінливою у просторово-

часовому аспекті. Так, в жовтні 2016 г. у верхній та середній течії річки (ст. 1, 2, 3, 5) більше 90% чисельності і біомаси склали коловертки, а нижче за течією (ст. 6, 7, 8) переважали гіллястовусі ракоподібні. У цьому ж місяці наступного 2017 р. на більшості станцій домінували веслоногі ракоподібні. В цілому зоопланктон річки можна охарактеризувати як копеподно-ротаторно-кладоцерний. Велігери дрейсени влітку досягали 10–22% чисельності і 10–67% біомаси зоопланктону, восени зустрічались рідко у одиничних екземплярах.

Видове різноманіття зоопланктону було невисоким – значення індексу Шеннона, розраховані за чисельністю і біомасою в середньому склали 2 біт.

Значення індексу сапробності, розраховані за індикаторними видами зоопланктону, змінювались в межах олігосапробної – β-мезосапробної зон (1,12–2,41) (Методика..., 2001). Найбільші значення відмічались у ставках і гирловій ділянці.

Таким чином, значне варіювання кількісного розвитку та структури зоопланктону на різних ділянках трансформованої малої річки Гнилий Ріг відображує реакцію угруповань на зміни умов середовища.

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230), держ. реєстр. № 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Восстановление и охрана малых рек. Теория и практика / Под ред. К.К. Эдельштейна, М.И. Сахаровой. – М.: Агропроиздат, 1989. – 317 с.

Громова Ю.Ф., Афанасьев С.А., Шевцова Л.В. Структурная организация зоопланктона трансформированных малых рек // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, № 5. – С. 20–29.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін.]; за ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / [В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін.]. – К., 2001. – 48 с.

Силаева А.А., Протасов А.А., Новоселова Т.Н., Громова Ю.Ф. Влияние фильтрационной активности Unionidae на планктонную подсистему малой реки // Наук. Вісник Ужгород. ун-ту. Сер. Біологія. Вип. 41, 2016. – С. 44–47.

Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки [Протасов А.А., Семенченко В.П., Силаева А.А. и др.]; под ред. А.А. Протасова. – К.: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. – 234 с.

УДК 595.34 (282.243.7.05)

Ю.Ф. ГРОМОВА¹, Л.В. САМЧИШИНА², К.С. ЗОРІНА-САХАРОВА¹

¹Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

²ДУ Національний антарктичний науковий центр МОН України

бул. Тараса Шевченка, 16, Київ 01601, Україна

ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОВСЮДЖЕННЯ КАЛЯНОЇДНОЇ КОПЕПОДИ *EURYTEMORA AFFINIS* (PORRE) У ВОДОЙМАХ УКРАЇНСЬКОЇ ДІЛЯНКИ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ*

Каляноїдна копепода *Eurytemora affinis* (Porre, 1980) широко розповсюджена і часто домінує в естуарних екосистемах північної півкулі (Peitsch, Корске, Bernat, 2000;

Devreker, Souissi, Seuront, 2004 та ін.). В Україні відома з нижньої течії річок Дунай, Дніпро, Південний Буг, Інгулець, Берда, включаючи водосховища (Дніпровське, Кучурганське), лимани (Дніпровсько-Бузький, Стеблівський, Дністровський) та деякі заплавні озера (Марковський, Мирошниченко, 1927; Марковский, 1953, 1954, 1955; Набережний, Кривцова, 1965; Монченко, 1967; Мелиян, 1978; Гусынская, 1987; Парчук, 1988; Биопродуктивность..., 1990; Жданова, Самойленко, Фриновская, 1992 та ін.). У пониззі Дніпра та Дніпровсько-Бузькому лимані багатьма авторами відмічалась як одна з провідних форм планктону (Марковский, 1954; Зимбалева, 1971; Пашкова, 1988, Беспозвоночные..., 1989; Яковенко, 2009 та ін.). Проте літературні дані щодо кількісного розвитку *E. affinis* у пониззі Дунаю обмежені (Марковський, 1955; Полищук, Настенко, 1998). Метою цієї роботи було виявити особливості розповсюдження та чисельність *E. affinis* у водоймах української ділянки Кілійської дельти Дунаю.

Багатьма дослідженнями, проведеними у цьому регіоні у різні періоди, вид не реєструвався (Пидгайко, 1957; Цееб, 1961; Полищук, 1974; Біорізноманітність..., 1999; Hydrobiocenoses ..., 2018 та ін.).

Дослідження 1948 і 1950 рр. виявили *E. affinis* у опріснених і солонуватоводних затоках морського краю (крім ізольованих від моря). Наводяться дані по чисельності цього виду за липень 1948 г. у затоках Солоний Кут (120 екз/м³) і Шабац Кут (4 екз/м³), яка не перевищувала 1% загальної чисельності зоопланктону. При цьому в основному руслі Дунаю та його рукавах, прісноводних лиманах і заплавних водоймах вид не зустрічався (Марковский, 1955). Пізніше, у 80-х рр. наявність виду відмічена у р. Дунай (Парчук, 1985; Гидроэкология, 1993) та каналі Дунай–Сасик (Биопродуктивность, 1990).

У період 1993–1996 рр. був досліджений зоопланктон Жебриянської бухти, прилеглих ділянок узмор'я і Кілійський рукав дельти Дунаю (біля м. Вилкове) (Полищук, Настенко, 1998). Так, у червні 1993 р. каляніда зустрічалась у Жебриянській бухті (37 екз/м³) та суміжних ділянках узмор'я (140 екз/м³), складаючи 0,1–0,4% загальної чисельності зоопланктону. У червні 1995 р. чисельність виду в бухті становила 17 екз/м³ (0,04% загальної чисельності). У листопаді цього року *E. affinis* була виявлена тільки на суміжній з бухтою ділянці Дунаю у кількості 1 екз/м³ (0,1% загальної чисельності). У березні 1996 р. чисельність рачка у Жебриянській бухті дорівнювала 6 екз/м³ (0,1% загальної чисельності), на ділянках узмор'я – 18 екз/м³ (0,4%). У червні та жовтні 1996 р. чисельність *E. affinis* досягала 773 і 339 екз/м³ відповідно, що складало 2,3–2,6% від загальної чисельності зоопланктону (Полищук, Настенко, 1998).

Поодинокі особини виду відмічені у Кілійському рукаві (в районі Ізмаїльського Чаталу) у червні 2005 р. (Биоразнообразие..., 2005).

У період з 2008 по 2013 рр. дослідженнями були охоплені різноманітні водойми та водотоки Кілійської дельти, Жебриянська бухта та передгірлове узмор'я, а також прилеглі до дельти водойми Стенцівсько-Жебриянських плавнів. З 289 опрацьованих проб за цей період *E. affinis* була відмічена у 20%, що свідчить про її невисоку частоту трапляння у регіоні. Так, у 2009–2010 рр. цей вид відмічався в рукавах Кілійський, Старостамбульський, Бистрий, Очаківський, Восточний та Циганка, у Підхідному каналі рукава Бистрий, затоках Делюків Кут, Потапів Кут, Бистрий Кут, Ананькін Кут та ділянках узмор'я. Навесні 2011 р. вид був знайдений у Кілійському рукаві (біля м. Вилкове) у кількості 20 екз/м³ (0,9% загальної чисельності), в рукаві Бистрий на ділянці витоку у кількості 10000 екз/м³ (41%) і в гирлі – 140 екз/м³ (6,3%).

Під час літніх досліджень (червень–липень) 2018–2019 рр. основного русла р. Дунай (м. Рені), рукавів Кілійський, Восточний, Білгородський, заток Солоний Кут, Бистрий Кут, а також озер і проток островів Малий Татару та Єрмаков вид не зареєстровано. Восени 2018 р. *E. affinis* відмічалась на ділянці моря поблизу рукава

Бистрий, у рукаві Бистрий (6 км) та Кілійській (вище м. Вилкове) у кількості 10–60 екз/м³, що складало 0,8–3,6% від чисельності зоопланктонних угруповань.

Таким чином, на відміну від пониззя Дніпра та інших річок Європи та Північної Америки, кількісний розвиток і частота зустрічання *E. affinis* у водоймах Кілійської дельти Дунаю як правило невисокі. Подальше порівняння умов існування виду у гирлових ділянках різних річок дозволить виявити лімітуючі фактори його розвитку і розповсюдження у пониззі Дунаю.

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230) за темою «Кліматогенні перебудови угруповань гідробіонтів та їх вплив на екологічний стан та біопродуктивність транскордонних з ЄС річок України» (2018–2019 рр.) № держреєстрації 0118U002287.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ / Л.Н. Зимбалевская, П.Г. Сухойван, М.И. Черногоренко. – К.: Наук. думка, 1989. – 248 с.

Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения / Харченко Т.А., Тимченко В.М., Иванов А.И. и др. / под ред. Л.П. Брагинского. – К.: Наук. думка, 1990. – 276 с.

Биоразнообразие и качество среды антропогенно измененных гидроэкосистем Украины / Харченко Т.А., Протасов А.А., Ляшенко А.В. и др. – К.: ИГБ НАН Украины, 2005. – 314 с.

Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління / під ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонка. – К.: Наук. думка, 1999. – 704 с.

Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов / [Харченко Т.А., Тимченко В.М., Ковальчук А.А. и др.]; под ред. В.Д. Романенко. – К.: Наук. думка, 1993. – 328 с.

Гусынская С.Л. Влияние Каховского водохранилища на зоопланктон нижнего Днепра // Вопросы гидробиологии нижнего Днепра и лиманов Северного Причерноморья. – К.: Наук. думка, 1987. – С. 44–53.

Жданова Г.А., Самойленко Л.М., Фриновская Т.В. Зоопланктон пойменных водоемов низовья дельты Днепра // Гидробиол. журн. – 1992. – Т. 28, № 6. – С. 18–23.

Зимбалевская Л.Н. Зоопланктон у заростях водної рослинності Дніпровсько-Бузького лиману // Дніпровсько-Бузький лиман. – К.: Наук. думка, 1971. – С. 228–247.

УДК 574.52(282.247.32)

А.О. ДАВИДОВА^{1,3}, Є.І. КОРЖОВ^{2,3}

¹Інститут ботаніки ім. М.Г.Холодного НАН України,
вул. Терещенківська 2, Київ 01601, Україна

²Херсонська гідробіологічна станція НАН України,
вул. М. Фортус, 87, Херсон 73000, Україна

³НПП «Нижньодніпровський»,
вул. Університетська, 136-а, Херсон 73000, Україна

ДО ПИТАННЯ СИНТАКСОНОМІЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ ВИЩОЇ ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ ВОДОЙМ НПП «НИЖНЬОДНІПРОВСЬКИЙ»

Гідрографічна мережа НПП «Нижньодніпровський» є досить розгалуженою та різнотипною. Її формування впродовж багатьох століть відбувалось як під впливом морських (солонуватих) вод, що надходили з Дніпровсько-Бузького лиману, так і річкового прісноводного стоку. Сукупність цих факторів сформувало на території

гірлової ділянки Дніпра значну кількість водних об'єктів, які відрізняються між собою за морфологічними, гідрологічними та біотичними параметрами середовища.

Генетично, усі водні об'єкти гірлової ділянки Дніпра, що належать до території Національного парку, поділяються на водотоки (елементи руслової мережі) та заплавні водойми. За площею водного дзеркала, яка загалом орієнтовно становить 155,6 км², на водотоки гірлової ділянки Дніпра припадає 48%, на водойми – 52%. Через нестійкі умови формування морфологічної структури у попередні століття та неусталений режим у сучасний період існування гірлової ділянки Дніпра умови існування водних екосистем у межах регіону досліджень є досить різноманітні. Більш детально це питання неодноразово було розглянуте нами у працях (Коржов, 2010; Коржов, 2011; Тімченко, 2012; Коржов, 2013; Тімченко, 2015; Науково-практичні..., 2015; Коржов, 2018; Тімченко, 2015; Коржов, 2018; Korzhov, 2018; Науково-практичні..., 2018; Коржов, 2019)

Через різнотипність умов існування водних екосистем у межах регіону досліджень вища водна рослинність тут має певні особливості. За попередніми дослідженнями для гірлової області Дніпра наведено 44 асоціації (кількість вищих синтаксонів не вказуємо через зміни у розумінні обсягу цих одиниць) (Дубына, 2010; Дубына, 2011). За результатами експедицій на типові водойми НПП «Нижньодніпровський» у липні 2019 р. нами встановлено, що класифікаційна схема вищої водної рослинності на них представлена двома класами, двома порядками, п'ятьма союзами та десятьма асоціаціями (Vegetation..., 2011; Продромус..., 2019).

1) Вільноплаваюча вища водна рослинність

Клас *Lemnetea* R. Tüxen ex O. Bolòs et Masclans 1955.

Порядок *Lemnetalia minoris* O. de Bolòs et Masclans 1955.

Союз *Lemnion minoris* O. de Bolòs et Masclans 1955:

Ас. *Lemnetum minoris* Soó 1927

Домінантні види: *Lemna minor*. Поширення: озеро Скадовськ-Погоріле (загальне проективне покриття: 3-10%, трапляється зрідка).

Союз *Stratiotion* Den Hartog et Segal 1964:

Ас. *Hydrocharitetum morsus-ranae* van Langendonck 1935

Домінантні види: *Hydrocharis morsus-ranae*. Поширення: оз. Закитне (загальне проективне покриття: 35%, трапляється зрідка), оз. Скадовськ-Погоріле (загальне проективне покриття: 35-40%, трапляється спорадично), протока до оз. Кругле (загальне проективне покриття: 70%, трапляється спорадично).

2) Прикріплена вища водна рослинність:

Клас *Potamogetonetea* Klika in Klika et Novák 1941.

Порядок *Potamogetonetalia* Koch 1926.

Союз *Ceratophyllion demersi* den Hartog et Segal ex Passarge 1996:

Ас. *Ceratophylletum demersi* Corillion 1957.

Домінантні види: *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Najas marina*. Поширення: оз. Кругле (загальне проективне покриття: 35-40%, трапляється часто), протока до оз. Кругле (загальне проективне покриття: 60%, трапляється спорадично), оз. Закитне (загальне проективне покриття: 15-70%, трапляється часто), оз. Стеблівський лиман (загальне проективне покриття: 45-65%, трапляється спорадично).

Союз *Nymphaeion albae* Oberd. 1957:

Ас. *Nymphaeetum albae* Vollmar 1947

Домінантні види: *Nymphaea alba*. Поширення: оз. Скадовськ-Погоріле (загальне проективне покриття: 50-75%, трапляється спорадично), оз. Стеблівський лиман (загальне проективне покриття: 70-90%, трапляється спорадично).

Ас. *Nymphaeo albae-Nupharetum luteae* Nowicki 1927

Домінантні види: *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Sagittaria sagittifolia*. Поширення: оз. Скадовськ-Погоріле (загальне проективне покриття: 40-95%, трапляється

спорадично), оз. Кругле (загальне проективне покриття: 35-40%, трапляється спорадично), оз. Закитне (загальне проективне покриття: 80-95%, домінує), протока до оз. Закитне (загальне проективне покриття: 70%, трапляється часто), оз. Стеблійський лиман (загальне проективне покриття: 80-85%, трапляється спорадично), протока до оз. Стеблійський лиман (загальне проективне покриття: 95%, трапляється спорадично).

Союз *Potamogetonion* Libbert 1931:

Ас. *Najadetum marinae* Fukarek 1961.

Домінантні види: *Najas marina*, *Vallisneria spiralis*. Поширення: оз. Скадовськ-Погоріле (загальне проективне покриття: 15-20%, трапляється зрідка), протока до оз. Кругле (загальне проективне покриття: 60%, трапляється зрідка), оз. Закитне (загальне проективне покриття: 60%, спорадично), протока до оз. Закитне (загальне проективне покриття: 65-70%, трапляється спорадично), оз. Стеблійський лиман (загальне проективне покриття: 80%, трапляється спорадично).

Ас. *Potametum perfoliati* Miljan 1933

Домінантні види: *Potamogeton perfoliatus*. Поширення: оз. Закитне (загальне проективне покриття: 50-65%, трапляється часто), оз. Стеблійський лиман (загальне проективне покриття: 30-60%, трапляється спорадично), протока до оз. Стеблійський лиман (загальне проективне покриття: 50%, трапляється спорадично).

Ас. *Potameto perfoliati-Vallisnerietum spiralis* Losev et Golub in Golub et al. 1991

Домінантні види: *Najas marina*, *Potamogeton perfoliatus*, *Vallisneria spiralis*. Поширення: оз. Закитне (загальне проективне покриття: 50%, спорадично), оз. Стеблійський лиман (загальне проективне покриття: 75%, трапляється зрідка), протока до оз. Стеблійський лиман (загальне проективне покриття: 65-95%, трапляється спорадично).

Ас. *Myriophylletum spicati* Soy 1927

Домінантні види: *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*. Поширення: оз. Стеблійський лиман (загальне проективне покриття: 70-95%, трапляється часто).

Ас. *Myriophyllo-Potametum perfoliati* Soy 1934

Домінантні види: *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*. Поширення: оз. Стеблійський лиман (загальне проективне покриття: 70%, трапляється зрідка).

Заключення. Монодомінування окремих асоціацій вищих водних рослин у водних об'єктах НПП «Нижньодніпровський» свідчить про наявність процесів евтрофікації водойм та водотоків регіону досліджень.

Більшість з представлених рослин є типовими мешканцями евтрофних прісноводних замкнутих водойм зі слабкою проточністю, сповільненим зовнішнім водообміном, слаболужною або нейтральною реакцією середовища, незначним поверхневим і помірним впродовж вегетації коливаннями рівня води, її товщею до 50 см і значними мулистими донними відкладами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Дубына Д.В., Дзюба Т.П. Синтаксономическое разнообразие растительности устьевой области Днепра. IV. Класс Potametea Klika in Klika et Novák. Растительность России. – 2010. – № 16. – С. 3–26.

Дубына Д.В., Дзюба Т.П. Синтаксономическое разнообразие растительности устьевой области Днепра. V. Класс Lemnetea R. Tüxen ex O. Volòs et Masclans 1955. Растительность России. – 2011. – № 17–18. – С. 33–44.

Коржов Є.І., Бородін А.В. Гідрографічна характеристика Дніпровсько-Бузького лиману в межах НПП «Нижньодніпровського» // Наукові читання, присвячені Дню науки. Екологічні дослідження Дніпровсько-Бузького регіону. Вип. 11: 3б. наук. пр. – 2018. – С. 56-59.

Коржов Є.І. Зовнішній водообмін руслової та озерної систем пониззя Дніпра в сучасний період // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т. 2(29). – С. 37–45.

Коржов Є.І., Кучерява А.М. Особливості впливу зовнішнього водообміну на гідрохімічний режим заплавної водойми пониззя Дніпра // Гидробиол. журн. – 2018. – 54, №4. – С. 112-120.

Коржов Є.І., Кучерява А.М. Формування кількісних показників бактеріо-планктону заплавної водойми пониззя Дніпра з різною інтенсивністю зовнішнього водообміну // Водні екосистеми та збереження їх біорізноманіття: Збірник наукових праць: Тез. доп., Житомир: ЖНАЕУ, 2019. – с. 234–235.

Коржов Е.И. Некоторые экологически значимые аспекты водного режима Нижнего Днепра // Наукові читання присвячені Дню науки. Вип. 3: Зб. наук. пр. – 2010. – С.4-9.

Коржов Е.И. Современная гидрографическая характеристика низовья Днепра // Наукові читання присвячені Дню науки. Вип.4: Зб. наук. пр. – 2011. – С. 4–17.

Науково-практичні рекомендації щодо покращення екологічного стану слабопроточних водойм пониззя Дніпра / С.В. Овечко, Є.І. Коржов, В.Л. Гільман. – Херсон, 2015. – 28 с.

Науково-практичні рекомендації щодо покращення стану водних екосистем гирлової ділянки Дніпра шляхом регулювання їх зовнішнього водообміну / Є.І. Коржов. – Херсон, 2018. – 52 с.

Продромус рослинності України. Дубина Д.В., Дзюба Т.П., Ємельяова С.М. та ін. Київ: Наукова думка. – 2019. – 782 с.

Тімченко В.М., Гільман В.Л., Коржов Є.І. Гідрологічні засади поліпшення стану екосистеми пониззя Дніпра // Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы решений: Тез. доп., Херсон, 2012. – С. 9–12.

Тімченко В.М., Коржов Е.И., Гуляева О.А., Дараган С.В. Динамика экологически значимых элементов гидрологического режима низовья Днепра // Гидробиол. журн. – 2015. – 51, №4. – С. 81-90.

Korzhov Ye.I., Kucheriava A.M. Peculiarities of External Water Exchange Impact on Hydrochemical Regime of the Floodland Water Bodies of the Lower Dnieper Section // Hydrobiological Journal – Begell House (United States). Vol. 54, Issue 6, 2018. – P. 104-113.

Timchenko V.M., Korzhov Y.I., Guliayeva O.A., Batog S.V. Dynamics of Environmentally Significant Elements of Hydrological Regime of the Lower Dnieper Section // Hydrobiological Journal. – 2015. – Vol. 51, Issue 6. – P. 75-83.

Vegetation of the Czech Republic. 3, Aquatic and wetland vegetation. Editor: Milan Chytrý. – Praha: Academia. – 2011. – 828 p.

УДК 581.526.3:556.53(282.247.32)

С.С. ДУБНЯК, Л.В. ГУЛЕЙКОВА, В.А. ЖЕЖЕРЯ

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ЕКОСИСТЕМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА І КАХОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ТА ПРОГНОЗ ЙОГО ЗМІН В УМОВАХ БУДІВНИЦТВА І ЕКСПЛУАТАЦІЇ КАХОВСЬКОЇ ГЕС-2

В останні роки розробляється проект будівництва Каховської ГЕС-2, який передбачає збільшення сумарної пропускної здатності агрегатів Каховського гідровузла з 2880 до 4500 м³/с. Основним чинником такої ідеї є необхідність виробництва відновлюваної електроенергії в піковій зоні навантаження, оскільки на сьогодні Каховська ГЕС має найменшу серед дніпровських електростанцій потужність, що

перешкоджає роботі в піковому режимі усього каскаду.

На стадії розробки проектної документації нами були виконані дослідження з метою оцінки сучасного стану екосистем пониззя Дніпра і Каховського водосховища і прогнозу впливу на них будівництва та експлуатації Каховської ГЕС-2. Були узагальнені результати попередніх досліджень щодо впливу Каховської ГЕС на водні екосистеми та можливих варіантів її реконструкції (Тімченко В.М., 2006; Дубняк С.С., 2008; Тімченко В.М. та ін., 2015). У літній та осінній періоди 2018 р. проведені експедиційні еколого-гідрологічні, гідрохімічні та гідробіологічні дослідження у верхньому і нижньому б'єфах Каховської ГЕС та на спеціально обраних створах гирлової ділянки Дніпра: у м. Херсон, в районі с. Дніпровське та с. Кізомис, а також на додаткових вертикалях уздовж рукава Рвач і у верхній частині рукава Бакай. Окрема увага була приділена формуванню солоного клину в гирловій ділянці Дніпра. На основі аналізу оперативних даних Каховської ГЕС за період 2000-2018 рр. були визначені параметри попусків ГЕС (витрати і рівні води, амплітуда коливання рівнів) в сучасних умовах.

Оцінка сучасного стану екосистем пониззя Дніпра та Каховського водосховища дозволяє зробити наступні узагальнення.

Частота та об'єми попусків Каховської ГЕС визначають водний режим пониззя (гирлової ділянки) Дніпра, від якого залежить функціонування екосистеми русла, водойм і заплавлених масивів. Режим попусків є в цілому сприятливим для функціонування досліджуваної екосистеми пониззя Дніпра, яка формувалась в умовах цього режиму з моменту створення водосховища.

У 80-ті роки минулого століття Каховська ГЕС здійснювала протягом доби два попуски у 42% випадків. Одноразові попуски відбувалися лише у 27% випадків. Рівномірний режим стоку в нижньому б'єфі Каховської ГЕС, коли внутрішньодобові коливання рівня не перевищували 5 см, спостерігався у 31% випадків (в період весняного водопілля). Особливістю режиму роботи ГЕС тоді було те, що одноразові попуски, як правило, здійснювались в періоди підвищеної водності Дніпра.

В сучасних умовах співвідношення одно- та дворазових попусків кардинально змінилося. Осереднені за останні 20 років роки дані свідчать про різке зменшення доли дворазових попусків – до 7%. Натомість в 60% випадків ГЕС працює один раз на добу. Крім того, за тривалістю використання встановленої потужності протягом року (3000–5000 годин) Каховська ГЕС відноситься до «напівпікових». Це означає, що її попуски розтягнуті в часі, вони можуть тривати по 15 і більше годин протягом доби. При цьому амплітуда коливання рівнів води зменшується пропорційно тривалості попуску. За даними за 2017-2018 рр. амплітуда внутрішньодобових коливань рівнів води при проходженні попусків Каховської ГЕС в літньо-осінній період у нижньому б'єфі знаходилася переважно в межах 0,25-0,50 м, у верхньому б'єфі вона змінювалася від 0,05 до 0,20 м. Середні річні значення амплітуди становлять відповідно 0,35 і 0,13 м.

Зменшення доли дворазових протягом доби попусків ГЕС у вегетаційний період і незначна амплітуда коливань рівнів при їх проходженні є основними причинами погіршення стану всіх елементів екосистеми пониззя Дніпра за останні 20–30 років.

У Каховському водосховищі останніми роками спостерігалась тенденція зростання мінералізації води в середньому з 275 до 380 мг/дм³. Хоча у 2018 р. ці значення були нижчі і становили 239–248 мг/дм³. За співвідношенням головних іонів вода в Каховському водосховищі відноситься до гідрокарбонатно-кальцієвого класу. Вміст хлорид-іонів в ньому тримається на рівні 13,5–36,0 мг/дм³, а в пониззі Дніпра знаходиться в широких межах – 12,2–3397 мг/дм³.

Зростання мінералізації води (понад 7000 мг/дм³) і вмісту хлорид-іонів спостерігається при формуванні солоного клину з Дніпровсько-Бузького лиману. При проникненні солоної води до пониззя Дніпра можливе формування дефіциту розчиненого кисню та зростання вмісту сірководню, що може викликати замор риби.

Натурними дослідженнями встановлено, що в сучасних умовах дальність проникнення солоного клину в пониззі Дніпра збільшилась, порівняно з 80-ми рр. минулого століття. У червні і вересні 2018 р. він піднімався відповідно на 18 і 26 км і досягав м. Херсон. При цьому у вересні спостерігався масовий замор риби в районі с. Кізомис.

Вміст різних форм азоту, фосфору і органічних речовин у поверхневому шарі води Каховського водосховища і пониззя Дніпра знаходиться в межах допустимих концентрацій. У придонному шарі води концентрація амонійного азоту і неорганічного фосфору за дефіциту розчиненого кисню може перевищувати гранично допустимі концентрації в 5–10 разів.

У русловій системі пониззя Дніпра спостерігається розширення заростей реофільних видів вищих водяних рослин. Рідкісними стали алювіально залежні види, які раніше були звичайними для пониззя Дніпра. У другорядних протоках простежується тенденція замулення і заболочування. Збільшується частка глухих другорядних проток, які майже втратили гідрологічний зв'язок з руслом. У заплавних водоймах продовжується збіднення флористичного складу, в якому залишаються види-індикатори процесів евтрофікації і заболочування, спрощується структура заростей. Збільшується частка водойм, які через ослаблення водообміну і обміління повністю заростають з втратою своєї цінності для рибного господарства.

У складі фітопланктону нижнього Дніпра зареєстровано 278 видів і внутрішньовидових таксонів водоростей з семи відділів. Найбільш широко представлені зелені, діатомові і синьозелені – відповідно 97, 80 і 26 таксонів. У другій половині червня 2018 р. за чисельністю переважали зелені водорості, що вказує на наявність у воді легкодоступних органічних речовин. За біомасою переважали центричні діатомові. В осінній період 2018 р. відмінності кількісних показників нівелювалися за рахунок «цвітіння» синьо-зелених водоростей. Їх біомаса становила 70-80% від загальної, а чисельність – 96-98 %. В абсолютних цифрах це досягало 3,1-5,4 мг/дм³ і 25-120 млн. Кл/дм³. У місцях вітрового нагону біомаса синьозелених водоростей може бути ще більшою, що є реальною загрозою життєдіяльності гідробіонтів і здоров'ю людей.

Показники продукційно-деструкційних процесів в водотоках нижнього Дніпра за фітопланктоном свідчать про домінування процесів накопичення органічної речовини. Таким чином, в пониззі Дніпра триває трансформація біотичних компонентів його екосистеми. Перш за все це стосується придаткової системи (особливо заплавних водойм, стариць, проток). Спостерігається евтрофування цих водних об'єктів, замулення, заростання тощо.

До основних екологічних аспектів функціонування Каховського водосховища в сучасних умовах відносяться: надмірний розвиток синьозелених водоростей (до «цвітіння» води), порівняно невеликий відсоток мілководь, стабілізація процесів порушення берегів і формування донних відкладів.

Прогноз впливу будівництва та експлуатації Каховської ГЕС-2. Збільшення максимальних витрат води під час попусків Каховської ГЕС до 4500 м³/с посилить проточність руслової мережі Нижнього Дніпра і збільшить амплітуду коливання рівнів води. Для порівняння амплітуди коливання рівнів води в пониззі Дніпра при максимальних попускових витратах води через агрегати Каховської ГЕС в сучасних умовах (2880 м³/с) і в умовах реалізації проекту Каховської ГЕС-2 (4500 м³/с) були розглянуті варіанти роботи ГЕС протягом чотирьох і шести годин. Підйоми рівнів води в нижньому б'єфі ГЕС для цих варіантів складають відповідно 0,94 і 1,04 м (сучасні умови) та 1,51 і 1,70 м (проектні умови). При цьому формуватимуться прямі довгі хвилі, які рухаючись по русловій системі Нижнього Дніпра зі швидкістю 7–8 м/с, будуть трансформуватись. Так, районі Херсона амплітуда складатиме 37 %, а поблизу Дніпровського лиману – 19 % від початкової.

Більшість заплавних водойм у проектних умовах буде промиватись

дніпровською водою у 4-5 разів швидше, ніж зараз. Це суттєво посилить процеси самоочищення водних мас та поліпшить якість води в руслі та заплавах водоймах. В русловій системі зменшаться площі, зайняті мулами, що позитивно вплине на стан нерестовищ та кількісні і якісні показники макрзообентосу. За рахунок збільшення швидкостей течії і посилення турбулентності води витіснення солоного клину з гирлової ділянки Дніпра відбуватиметься набагато ефективніше. При цьому поліпшиться кисневий режим, зменшиться вторинне забруднення води амонійним азотом і неорганічним фосфором, важкими металами. В заплавах водоймах слід очікувати зниження біомаси фітопланктону до показників нижче «цвітіння» води, видалення з них надлишкової органічної речовини та мулових відкладів, зміну сукцесії водної рослинності, яка зараз направлена у бік дистрофікації та заболочування. Як наслідок, поліпшаться умови відтворення рибних ресурсів і якість води. В цілому, прогнозується збільшення біологічного різноманіття та продуктивності екосистеми пониззя Дніпра.

Локальні і тимчасові негативні впливи на екосистему пониззя Дніпра можуть проявлятися в період будівництва і в перші роки експлуатації Каховської ГЕС-2. Прогнозується розмив дна і берегів Дніпра і тимчасове підвищення концентрації завислих речовин на відстані 9 км від греблі Каховського гідровузла. В проекті передбачені заходи з мінімізації цих процесів шляхом влаштування берегозахисних споруд. З часом цей вплив буде слабшати, оскільки мулисті фракції донних відкладів, які накопичилися в русловій мережі за попередній період, будуть вимиватися і відкладатися нижче за течією або виноситися в Дніпровсько-Бузький лиман.

Вплив Каховської ГЕС-2 на екосистему Каховського водосховища буде незначним. При максимальних витратах води, передбачених проектом, у верхньому б'єфі ГЕС відбуватиметься збільшення амплітуди коливань рівня води, але вона буде втричі меншою за амплітуду в нижньому б'єфі. Проявлятимуться ці коливання лише в пригребельній частині водосховища. Середні по поперечному перерізу водосховища швидкості зростуть до 4-5 см/с. При цьому можливе незначне змучування донних відкладів на неглибоких ділянках водосховища за одночасної дії вітрового хвилювання.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Дубняк С.С. Еколого-гідроморфологічна оцінка впливу річних і сезонних коливань рівня води Каховського водосховища на динаміку його берегової зони // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Наук. збірник. – 2008. – Т.15. – С.54-59.

Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины. – Киев: Наук. Думка, 2006. – 382 с.

Тимченко В.М., Карпова Г.О., Гуляева О.О., Коржов Є.І., Дубняк С.С., Іванова Н.О. Прогноз впливу можливої реконструкції Каховської ГЕС на екосистеми пониззя Дніпра та Каховського водосховища // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2015, № 3–4 (64) – С. 665–668.

УДК 556.531(282.274 314)

Т.М. ДЬЯЧЕНКО, О.В. МАНТУРОВА

Інститут гідробіології НАН України

Пр-т Героїв Сталінграда 12, Київ 04210, Україна

ВОДРОСТІ ТА ВИЩІ ВОДНІ РОСЛИНИ р. ЯГОРЛИК (БАСЕЙН р. ДНІСТЕР)*

Ягорлик (Мокрий Ягорлик) – транскордонна середня річка, ліва притока Дністра першого порядку, протікає по території півночі Одеської області і впадає у Ягорлицьку

затоку Дубосарського водосховища на території Молдови. Довжина річки 73 км, площа водозбірного басейну 1590 км². Назва її походить від тюркського слова *ägrilik*, що означає «кривизна», «звивистість». Заплава майже по всій довжині заросла очеретом. Річище слабозвивисте, проглядається лише на окремих ділянках, влітку часто пересихає. Перегороджена численними дамбами, на річці побудовано три водосховища та близько 40 ставків, багато з яких також покриті очеретяними заростями. Використовується на водопостачання, зрошування, рибництво.

Водорості досліджували навесні та влітку, вищі водні рослини – в середині травня 2019 р. з метою обґрунтування доцільності відновлення природного гідрологічного режиму.

Дослідження проводили за стандартними гідробіологічними методиками, водорості – на 16, вищі водні рослини – на 14 станціях, розташованих як на зарегульованих, так і на ділянках природного русла.

За час досліджень у фітопланктоні р. Ягорлик було зареєстровано 148 (149 внутрішньовидових таксонів – ввт) видів водоростей з дев'яти відділів. Найбільш широко були представлені Bacillariophyta (53 видів, що становить 35,8%) і Chlorophyta (47 – 31,8%). Також багаті видами були Euglenophyta (24 – 16,2%) і Cyanoprokaryota (12–8,1%), інші відділи представлені 1–5 видами. Серед Bacillariophyta представники класу Pennatophyceae переважали над Centrophyceae (відповідно 50 і 3 види). Серед Chlorophyta найбільш широко представлений порядок Chlorococcales – 36 видів з 47. Найбільшу кількість видів включали роди *Phacus* (11), *Scenedesmus* (10), *Navicula* (9), *Nitzschia* (8 видів, 9 ввт).

Кількість видів на станціях спостереження коливалась у широких межах – від 10 до 57. Кількісні показники фітопланктону також коливались у широких межах – чисельність від 364 до 3172 тис. кл/дм³, біомаса – від 0,23 до 3,18 мг/дм³. При цьому мінімальні були приурочені до трансформованої ділянки русла нижче водосховища, сильно зарослого вищими водними рослинами, а максимальні – до відкритих ділянок водосховищ. У той же час слід відмітити, що мінімальна кількість видів не відповідала мінімальним кількісним показникам. У верхів'ї, на природному руслі річки було зареєстровано 32 види з чотирьох відділів, серед яких переважали Bacillariophyta – 26. У нижній частині дослідженої ділянки (в межах України), незважаючи на значний ступінь заростання, фітопланктон нараховував 29 видів. У цілому слід зазначити, що фітопланктон зарегульованих ділянок мав спільні озерно-ставкові риси, а його видовий склад різних незарегульованих ділянок був різним. З усього списку зареєстрованих водоростей всього два зустрічались лише на одній станції. Так, лише у верхів'ї зареєстрована галофільна діатомея *Cylindrotheca gracilis* (Vreb.) Grun., лише на нижній частині – *Penium spirostriolatum* J. Barker (Streptophyta).

На твердих субстратах у р. Ягорлик зареєстровано 52 види водоростей з чотирьох відділів (сім – Cyanoprokaryota, вісім – Chlorophyta, чотири – Euglenophyta, 33 – Bacillariophyta). Угрупування зазвичай складались з одного-чотирьох видів макроскопічних водоростей відділів Cyanoprokaryota і Chlorophyta, а також асоційованих з ними одноклітинних або ценобіальних водоростей з цих же та інших відділів. Більшість з них це типові перифітонні форми, а також планктонні та бентосні. Із зелених нитчастих зустрічалась *Cladophora* sp. Зареєстровано також кілька видів нитчастих ціанопрокаріот, зокрема *Oscillatoria limosa* var. *disperso-granulata*, *O. subtilissima*, *O. limnetica* і *O. lauterbornii*. Біомаса угруповань досягала 70 г сирої маси на 10 см².

У травні вища водна рослинність представлена, головним чином, гелофітами (*Phragmites australis*, *Ph. altissimus*, *Typha latifolia*, *T. angustifolia*, *T. grossheimii*, *Sparganium erectum*), з гідрофітів добре розвинені ряскові (*Lemna trisulca*, *L. minor*, *Spirodela polyrrhyza*), значна же частина гідрофітів тільки починає розвиватися, це види занурених рослин широкої екологічної амплітуди або ті, що виносять підвищену

мінералізацію води (*Ceratophyllum demersum*, *C. submersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Batrachium trichofillum*, *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*, *Zannichellia pedunculata*), вкорінені види з плаваючим листям не зустрічалися. Широко представлені гігро- та гігروهлофіти (*Carex pseudocyperus*, *Iris pseudacorus*, *Sium latifolium*, *Alisma plantago-aquatica*, *Ranunculus sceleratus*, *Veronica anagalis-aquatica*, *Eleocharis palustris*, *Alopecurus aequalis* та ін.), також відмічено масовий розвиток нитчастих водоростей.

Загалом під час досліджень було відмічено 16 видів вищих водних рослин, в середньому на кожній станції зустрічається по 3–4 види макрофітів. Мінімальна їх кількість (1–2 види) відзначається або у глибоких ставках, які чистять (ст. 3), або ж там, де річка губиться в очеретяній заплаві (ст. 8). Максимальна (7–8 видів) відмічена на ділянках природного русла з менш вираженим антропогенним навантаженням (ст. 4, 14).

Значні за площею зарості очерету і відсутність достатнього обсягу води для їх промивання призводять до вторинного забруднення річки. Для покращення ситуації, що склалася, необхідний менеджмент очеретяних угідь та збільшення водності річки.

Одержані дані будуть використані для розробки програм моніторингу та обґрунтування доцільності відновлення природного характеру водотоку.

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230) за темою «Кліматогенні перебудови угруповань гідробіонтів та їх вплив на екологічний стан та біопродуктивність транскордонних з ЄС річок України» (2018–2019 рр.) № держреєстрації 0118U002287, а також «Дослідження, оцінка та розробка заходів із збереження біотичного і ландшафтного різноманіття гірських річок на основі підходів Європейського союзу до створення планів управління річковими басейнами» (2015–2019 рр.) № держреєстрації 0115U001466.*

H.A. ZHUKAVA.

Belarusian State University

Nezalezhnasti Ave, 4, Minsk 220030, Belarus

PRIMARY PRODUCTION AND PRODUCERS IN NAROCH LAKES ECOSYSTEM: FROM EUTROPHICATION TO BENTHIFICATION

Lakes Naroch, Myastro and Batorino, located in the north-west of Belarus, form a system of three waterbodies having common catchment area and interconnected by channels. The lakes are polymictic, but differing in their morphometric and hydrological characteristics and trophic state (from oligo-mesotrophic to eutrophic).

Systematic hydroecological studies have been conducted on the Naroch lakes since 1946, when the Biological station of the Belarusian State University was founded on the Lake's Naroch shore. Year-round monthly monitoring measurements of basic hydroecological parameters in the lakes have been carried out since 1978. During the observation period several stages in the evolution of the Naroch lakes ecosystem were identified.

Active agricultural production and, as a result, increased nutrient load on the catchment area led to the eutrophication process in the lakes in 1970s. Subsequently, two external factors had a substantial impact on Naroch lakes: 1) the implementation on the watershed of the *State program for the integrated use and protection of water and land resources of the lake basin* since 1981, as a result of which the external nutrient load on the ecosystem decreased by a third (Zhukova, Ostapenya, 2000); 2) the invasion and mass development of the filtering mussel *Dreissena polymorpha* Pallas. In Batorino and Myastro lakes it was firstly noted in 1984, in Lake Naroch – in 1989. It has been shown that within 2 years after the first detection zebra mussel reaches close to maximum density and begins to affect ecosystem processes significantly (Burlakova et al., 2006). In the mid-1990s the average density (\pm SD) of

dreissena in the lakes Naroch, Myastro, Batorino was 1521 ± 451 , 645 ± 147 , 262 ± 88 ind./m² respectively, and the biomass was 107 ± 44 , 288 ± 117 and 100 ± 37 g/m². Under the joint action of the two factors (zebra mussel appearance and nutrient reduction), in 1990s the next stage of the evolution of the Naroch lakes has begun, called “benthification”. Benthification is defined (Zhu et al., 2006) as an increase in the importance of benthic processes following increased water clarity promoted by nutrient reduction and dreissena introduction. By the example of the long-term observations on the lakes Naroch, Myastro and Batorino A.P. Ostapenya et al. (2012) deciphered basic mechanisms of benthification, showing how energy flows are switched from planktonic to benthic and periphytic producers.

It has been shown that almost all the main indicators of trophic state in the water column of the Naroch lakes have changed during the benthification period compared to the period of anthropogenic eutrophication (Adamovich et al., 2017). So, in Lake Naroch in the benthification period water transparency increased on average by 30% compared to the eutrophication period (from 5.1 to 6.8 m measured by Secchi disk). At the same time, the total phosphorus content in the water column decreased from 34.3 to 14.5 µg/l, chlorophyll-*a* – from 4.7 to 1.4 µg/l, suspended matter – from 1.8 to 0.9 mg/l, phytoplankton biomass – from 1.4 to 1.1 mg/l. In Lake Myastro during the benthification water transparency increased from 1.6 to 4 m; the content of total phosphorus in water column decreased from 58.9 to 34.3 µg/l, chlorophyll-*a* – from 24.4 to 4.5 µg/l, suspended matter – from 6.4 to 2.2 mg/l, phytoplankton biomass – from 6.8 to 2.7 mg/l. The benthification process in the Batorino lake resulted in the increase in water transparency from 1.7 to 1.2 m; total phosphorus content in the water decreased from 90.0 to 36.5 µg/l, chlorophyll-*a* – from 58.0 to 9.3 µg/l, suspended matter – from 16.8 to 7.8 mg/l and phytoplankton biomass – from 19.5 to 9.5 mg/l.

Thus, at the benthification stage of ecosystem evolution we observed significant decrease in nutrient content and quantitative parameters of plankton in the water column while Secchi disk transparency increased. It caused the decrease in the trophic state of all the three lakes from eutrophication to benthification period, which is reflected in the lowering of the Carlson trophy state index – in Lake Naroch from 44 to 36, in Lake Myastro from 59 to 46 and in Lake Batorino from 67 to 55 (Adamovich et al., 2017).

As calculations showed, the processes of benthification were most pronounced in Lake Myastro, where zebra mussel had accumulated in its biomass nearly 11% of nitrogen and 37% of phosphorus (from its stock in the water in 1978-1990), compared to 3–5% and 14–16% respectively in the lakes Batorino and Naroch (Ostapenya et al., 2012).

Visible changes were observed in phytoplankton structure and functioning. While the eutrophication stage in the lakes led to a significant increase in the species composition richness of phytoplankton; during the benthification period there was a reverse process – the decline in taxonomic richness and simplification of taxonomic structure of algae community. Compared to the period 1950-60s (before eutrophication), under eutrophication conditions in 1970-80s the quantitative development of phytoplankton increased in the lakes by 3-5 times, during the benthification period it significantly decreased and by mid-1990s was below the level before eutrophication. Besides, benthification resulted in the decrease of average mass of algae cells and the degree of “coloniality” of phytoplankton (Ostapenya et al., 2012).

In the last ten years in the lakes, in spite of tendencies of phytoplankton biomass increasing, its level in the lakes Myastro and Batorino did not reach the values before the start of eutrophication, and the largest lag is detected in Lake Myastro. However in Lake Naroch the mean annual (\pm SD) phytoplankton biomasses in late 2000s have already exceeded their value before the lake's eutrophication – 1.3 ± 0.3 versus 1.0 ± 0.4 mg/l (Ostapenya et al., 2012).

The decrease in the size of phytoplankton cells during the benthification led to the increase in their specific productivity. This fact, considering grown water clarity, resulted in maintaining the same integral primary production level of plankton in water column in less trophic Naroch Lake and its decrease in meso-eutrophic Lake Myastro by 40% and eutrophic Lake Batorino by 50% compared to eutrophication period. So, the total primary production of

plankton in the lakes did not change so dramatically as its structure parameters. The decrease of plankton biomass was compensated by growing of its specific production per unit of biomass and the extension of trophogenic layer in the lakes (1.5-2.5 times). At the same time, the good light conditions affected the overgrowing area and biomass (as well as production) of macrophytes, that during the period of benthification increased in the lakes by 2-5 times.

Since macrophytes are the main substrate for periphyton development in the lakes there appeared additional area for fouling. The most favorable conditions for periphyton growth are formed in mesotrophic lakes, so maximal quantitative development of periphyton was observed in Lake Naroch during the eutrophication period and the comparable values were indicated in Lake Myastro while the benthification stage. Regarding the combination of this two factors in the lakes Myastro and Batorino we registered the increase in periphyton production in 3 and 7 times. In the Naroch Lake the appearance of additional area for fouling during the benthification period was compensated by sharp drop (up to 5-7 times) in the amount of periphyton and some increase of its specific primary production. Calculated total primary production of periphyton on macrophytes for Lake Naroch diminished by 10% compared to the eutrophication period. Taking into account the appearance of additional periphyton biomass and production on zebra mussel shells, which is estimated as 10-15% of that on macrophytes (Ostapenya et al., 2012), it can be considered that the total level of periphytic production in Lake Naroch has remained the same in both periods.

Benthic microalgae do not play an important role in the formation of total primary production pool in the lakes. Actively producing algae biofilms appear mostly in Lake Naroch in the shallow water areas without macrophyte vegetation in calm windless weather (with no significant disturbance of bottom sands). Calculations showed that microphytobenthos contributes no more than 5% to the total pool of primary production in the Naroch lake and less than 2% and 0.5% for lakes Myastro and Batorino respectively.

The degree of decline in production processes in the water column as well as the level of development of attached and benthic producers largely depend on the trophic state of the reservoir. Thus, optimal conditions for the development of periphytic algae are in mesotrophic waterbodies, as in oligotrophic ones their development is limited by low nutrient content in water. In pure oligotrophic waters, under favorable bottom type and hydrodynamic conditions benthic primary producers (macrophytes as well as benthic microalgae) will play the main role in production of organic matter, for they have access to the nutrients stock in sediments. The benthification process in initially highly eutrophic Lake Batorino caused 5 times decline in phytoplankton biomass and halving of its production, but the total primary production level have reduced by less than 25% (compared to that in the eutrophication period) compensated mostly by the intensive growth of macrophytes. In Lake Myastro upon the transition from eutrophication to benthification the total primary production level remained the same because the decline in phytoplankton production was balanced by the growth of macrophytes and increasing periphyton development on them. In Lake Naroch (that was characterized as typically mesotrophic lake during the eutrophication period and shifted back to oligotrophy while benthification) we indicated almost 30% increase in the total primary production level.

Thus, the total primary production in the Naroch lakes ecosystem during the benthification period did not changed notably compared to the eutrophication period, but there was a redistribution of the contribution to the total primary production pool between plankton and benthic (bottom and attached) producers. So, in Lake Naroch phytoplankton contributed more than 60% to the total primary production during the eutrophication period, and less than 50% when benthification has come. This changes are even more visible in the lakes Myastro and Batorino, where phytoplankton contributed 82 and 95% to the total primary production during the eutrophication period, whereas under benthification conditions its contribution has decreased to 50-60%. At the same time macrophytes, mostly emergent (reed belt), began to play serious role and their share in the total primary production grew from 5-10% to 25-30%.

The response of shallow lakes in the process of benthification to a decrease in nutrient loading and introduction of zebra mussel, apparently, has some differences in the waterbodies of different trophic state. De-eutrophication of the water column as a result of a decrease in the external nutrient load and sedimentation of available nutrients from water layers to bottom by dreissena is the common effect for all types of water bodies. It results in decreasing density of planktonic producers, which can be compensated by growth in the intensity of production processes and the extension of photic zone (due to increase in water transparency). The last factor in shallow waterbodies leads to the enhanced development of macrophytes, as well as periphytic and microphytobenthic communities. In this way the increased production of benthic primary producers together with phytoplankton can provide a level of total primary production equal to or even higher than that before the start of benthification in a lake.

The work was partially supported by the Belarusian Republican Foundation for Fundamental Research.

REFERENCES

- Adamovich B.V. [et al.]. Eutrophication, oligotrophication, and benthification in Naroch Lakes: 40 years of monitoring // J. Sib. Fed. Univ. Biol., 2017, 10(4). P. 379-394.
- Burlakova L.E. [et al.]. Changes in the distribution and abundance of Dreissena polymorpha within lakes through time // Hydrobiologia. 2006. 571. P. 133-146.
- Ostapenya A.P. [et al.]. Benthification of a lake ecosystem: causes, mechanisms, consequences, prospects // BSU Proceedings. 2012. Vol. 7, Part 1. P. 135-148. [In Russian]
- Zhu B. [et al.]. Alteration of ecosystem function by zebra mussels in Oneida Lake, NY: impacts on submerged macrophytes // Ecosystems. 2006. № 9. P. 1–12.
- Zhukova T.V., Ostapenya A.P. Evaluation of the effectiveness of environmental protection measures on the catchment area of the Naroch lakes // Natural Resources. 2000. № 3. P. 68–73. [In Russian]

УДК 574.583

О.Р. ІВАНЕЦЬ

Львівський національний університет імені Івана Франка,
Грушевського, 4, Львів 79005, Україна

РОДИНА *DAPHNIDAE* STRAUS, 1820 У ВИДОВІЙ СТРУКТУРІ КЛАДОЦЕРОЦЕНОЗІВ ГАЛИЧИНИ ЗА МАТЕРІАЛАМИ ДОСЛІДЖЕНЬ ПРОФЕСОРА А. ВЕЖЕЙСЬКОГО

А. Вежейський – видатний польський гідробіолог, професор Ягеллонського університету з багатогранними науковими інтересами (Іванець, 2014, 2015; Fedorowicz, 1970). Значну увагу А. Вежейський приділяв вивченню зоопланктону прісних вод Галичини, озер Татр (Wierzejski, 1881, 1883, 1891, 1892, 1893a, 1893b; Wierzejski, Zacharias, 1893). Історичні аспекти вивчення гіллястовусих раків (*Cladocera*) на теренах Галичини до сьогодні лишаються дослідженими недостатньо. З огляду на це особливу увагу привертають до себе публікації “Übersicht der Crustaceen-Fauna Galiziens” (Wierzejski, 1895) і “Przegląd fauny skorupiaków galicyjskich” (Wierzejski, 1896) у яких А. Вежейський робить історичний перегляд досліджень планктону та подає огляд фауни ракоподібних Галичини, зокрема, гіллястовусих раків (*Cladocera*).

Особливу увагу при дослідженнях фауни раків А. Вежейський приділив озерам Татр, які розпочав вивчати з 1880 року. У подальшому, протягом 1881 і 1882 років було досліджено 27 водойм Татр, що розташовувалися на різних висотах аж до 1796 м. н.р.м. Під час цих експедицій було виявлено 49 таксонів ракоподібних. Такий результат досліджень А. Вежейський пояснював двома обставинами. Він відзначав, що у

водоймах Татр несприятливі умови для розвитку фауни, крім цього такі результати обумовлені відсутністю належних умов для ретельних гідробіологічних досліджень цих водойм. Через певні обставини А. Вежейський не досліджував водойми Татр протягом року, а лише від першої половини липня до кінця серпня.

Він відзначав, що у видовому відношенні ці водойми небагаті, вони холодноводні і позбавлені вищої водної рослинності. Проте, при незначній видовій різноманітності відзначається велика чисельність особин одного чи кількох видів. Зазначалося, що фауна окремих досліджуваних водойм значно відрізняється і є небагато спільних видів між різними водоймами. До видів, що трапляються у багатьох водоймах, належать, зокрема, із гіллястовусих раків *Alona quadrangularis*, *Chydorus sphaericus*, *Eurycercus lamellatus*.

Щодо літоральної, пелагічної та глибоководної фауни, то проведені дослідження не показали між цими угрупованнями виразних меж. Пелагічні форми А. Вежейський знаходив також в літоральній зоні більш глибоких озер. При гарних, спокійних погодних умовах вони траплялися в поверхневих і глибинних горизонтах водної товщі.

Що стосується інших регіонів то, зокрема, опрацьовувався матеріал з околиць Кракова, а також з водойм Поділля, Покуття і Буковини.

У цілому, гіллястовусі раки за матеріалами А. Вежейського представлені 78 таксонами. Родина *Daphniidae* у переліку, який подає А. Вежейський, займає вагоме місце. Вона представлена наступними таксонами.

Родина *Daphniidae*

Рід *Daphnia*

- D. magna* Strauss.
- D. magna* var. *schäfferi*, Baird.
- D. aktinsonii*, Baird.
- D. psittacea*, Baird.
- D. pulex*, Leydig.
- D. pulex* var. *schoedleri*, Sars.
- D. pulex* var. *ovata*, Sars.
- D. pulex*, var. *obtusa*, Kurz.
- D. pennata*, O. F. M.
- D. helvetica*, Stingl.
- D. longispina*, Leydig.
- D. caudata*, Sars.
- D. galeata*, Sars. var. *microcephala*, Sars.

Рід *Hyalodaphnia*

- H. cucullata*, Sars.
- H. cucullata* var. *apicata*, Kurz.

Рід *Ceriodaphnia*

- C. quadrangula*, O. F. M.
- C. pulchella*, Sars.
- C. megops* (*megalops*), Sars.
- C. laticauda*, P. E. Müller.
- C. rotunda*, Strauss.
- C. reticulata*, Jurine.
- C. echinata*, Moniez.

Рід *Simocephalus*

- S. vetulus*, O. F. M.
- S. serrulatus*, Koch.
- S. exspinosus*, Koch.

Рід *Scapholeberis*

- S. mucronata*, O. F. M.

S. obtusa, Schoedler.

Рід *Moina*

M. paradoxa, Weissmann.

M. fischeri, Hellich.

M. rectirostris, O. F. M.

M. micrura, Kurz.

У цілому родина *Daphniidae* включає 31 таксон, які об'єднані у 6 родів. Найбільш чисельним є рід *Daphnia* (13 таксонів), що складає 42% від загального числа. Найменше число таксонів (2 таксони, 6%) характерне для родів *Hyalodaphnia* і *Scapholeberis*. Деяко більше число таксонів у родів *Simocephalus* і *Moina* (відповідно 3 таксони (9%) і 4 таксони (13%)). Рід *Ceriodaphnia* представлений 7 таксонами, що становить 22% від загального числа.

З огляду на сучасні дослідження зоопланктоценозів заходу України дослідження А. Вежейського не втрачають своєї актуальності (Ivanets, 2018a, 2018b). Матеріали, отримані А. Вежейським, потребують ретельного аналізу з врахуванням сучасних досягнень в області систематики і таксономії гіллястовусих раків. Вони є важливими для ретроспективного аналізу стану гідробіоценозів Галичини, визначення динаміки їх гідроекологічних характеристик протягом тривалих періодів часу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Іванець О.Р. А. Вежейський – фундатор ротаторіологічних досліджень на теренах Галичини // Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень. Перша Міжнародна науково-практична конференція: Тез. доп., Хотин, 10-12 квітня 2014 р. – Чернівці: Друк Арт., 2014. – С. 352 – 355.

Іванець О.Р. Гідробіологічні дослідження А. Вежейського на теренах Карпат // Історичні і сучасні аспекти вивчення біоти Карпат. Наукова конференція, присвячена 60-річчю Високогірного біологічного стаціонару Львівського національного університету імені Івана Франка: Тез. доп., Львів, 27-30 липня 2015 року. – Львів: ЛНУ ім. І. Франка., 2015. – С. 78- 80.

Fedorowicz Z. Antoni Wierzejski (1843—1916) Zakład Narodowy. Memorabilia Zoologica. – Wrocław–Warszawa–Kraków: Zakład Narodowy Imienia Ossolińskich. Wydawnictwo PAN, 1970. – 82 s.

Ivanets O.R. The fauna of *Rotatoria* and microcrustaceans (*Cladocera*, *Copepoda*) of the Ukrainian Roztocze and its surroundings. Development of natural sciences in countries of the European Union taking into account the challenges of XXI century: Collective monograph. – Lublin: Izdevnieciba “Baltija Publishing”, 2018a. – P. 183–196.

Ivanets O.R. Patterns of taxonomic structure and ecomorphology *Chydoridae*, Dybowski & Grochowski, 1894 (*Cladocera: Anomopoda*) of the Ukrainian Roztocze and its surroundings. Scientific achievements of countries of Europe in the field of natural sciences: Collective monograph. – Sandomierz, Poland. Riga: Izdevnieciba “Baltija Publishing”, 2018b. – P. 1–16.

Wierzejski A. O faunie jezior tatrzańskich // Pamiętn. Tow. Tatrzańsk. – 1881. – T. VI. – S. 99–110.

Wierzejski A. Zarys fauny stawów tatrzańskich // Pamiętn. Tow. Tatrzańsk. – 1883. – T. VIII. – S. 95–125.

Wierzejski A. Liste des Rotiferes observes en Galicie (Autriche-Hongrie) // Bull. soc. zool. France. – 1891. – Vol. 16. – P. 49–52.

Wierzejski A. Zur Kenntnis der Asplanchna-Arten // Zool. Anz. – 1892. – Bd. 15. – S. 345–349.

- Wierzejski A. *Atrochus tentaculatus* nov. gen. et sp. Ein Rädertier ohne Räderorgan // Zeitschr. f. wiss. Zool. – 1893a. – Bd. 55. – S. 696–712.
- Wierzejski A. Rotatoria (wrotki) Galicyi. – Kraków: Akademia Umiejętności. Druk Uniw. Jag. – 1893b. – 112 s.
- Wierzejski A. Übersicht der Crustaceen-Fauna Galiziens // Bull. int. Acad. Sc. Cracovie. Ann. 1895. S. 170—178.
- Wierzejski A. Przegląd fauny skorupiaków galicyjskich // Sprawozd. Kom. Fiz. Akad. Umiej. w Krakowie, T. XXXI., 1896, S. 160-215.
- Wierzejski A., Zacharias O. Neue Rotatorien des Süßwassers // Zeitschr. f. wiss. Zool. – 1893. Bd. 56. – S. 236–244.

УДК 551.46.09:628.5 (262.5)

Г.В. ІВАНОВИЧ

ДУ “Інститут морської біології” НАН України,
вул. Пушкінська, 37, Одеса 65048, Україна

РОЗПОДІЛ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ ТА ХЛОРОФІЛУ “А” В ЗОНІ ТРАНСФОРМАЦІЇ СТОКУ РІЧНИХ ВОД У ПРИБЕРЕЖНИХ МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМАХ

У донних відкладеннях протікають процеси розкладання органічної речовини, споживання кисню і надходження біогенних елементів у водну масу, що впливає на стан екосистеми. Органічна речовина (ОР) донних відкладень водойм відіграє провідну роль в міграції хімічних елементів, визначає інтенсивність мікробіологічних процесів (Агатова А.И., 2005).

У донних відкладеннях водойм маркерами органічної речовини, синтезованої фітопланктоном, фітобентосом та вищою водною рослинністю, є фотосинтетичні пігменти. Багатьма авторами виявлена висока інформативність даних за пігментними показниками (Анцупова, 1999, Верниченко, 2007, Сигарева, 2004).

Відомо, що річкова вода, яка надходить у море, поступово трансформується в морську, минаючи три послідовні зони: основну зону трансформації з солоністю до 10 ‰, гідрофронтальну – з солоністю від 10 до 12 ‰ і заключну – з солоністю більше 12 ‰ (Большаков, 1970).

Метою роботи було проаналізувати відмінності у кількісному вмісті органічної речовини та хлорофілу “а” в донних відкладеннях (на псевдоліторалі та субліторалі на глибині 3,0 м) в різних зонах трансформації річкових вод.

Збір проб було проведено у квітні, липні та вересні місяцях 2018 р. з урізу води та в субліторалі на глибині 3 м в наступних районах: біля мису Аджияск – це район з найбільшим впливом річкових вод, біля мису М. Фонтан – це район найвіддаленіший від впливу річкових вод (“морська” станція), а також в районах змішання прісної і морської води – на траверсі о. Березань, біля с. Коблево, на прилеглій до Григор’євського лиману ділянці моря.

Проведено 72 аналізи на вміст ОР та 48 аналізів для вимірювання концентрації хлорофілу “а”.

ОР в пробах донних відкладень визначали методом спалювання в муфельній печі при температурі 650°C° протягом 8 годин (Методы исследования..., 1980) і виражали в мг·см⁻³ сухої маси. Визначення концентрації хлорофілу “а” в донних відкладеннях проводили спектрофотометричним методом (Руководство по методам..., 1980). Концентрація хлорофілу “а” вимірювалась в мкг·г⁻¹ сирової маси.

Матеріали оброблено методами математичної статистики (Плохинский Н.А., 1980).

По рівню солоності райони, в яких проводили дослідження, знаходилися переважно в заключній зоні; тільки в районі м. Аджияск у квітні солоність на урізі води була 4,00‰, що відповідає основній зоні трансформації річкових вод, та на траверсі о. Березань у вересні на урізі води відмічено солоність 11,51‰, таким чином, в цьому районі спостерігалися умови, що відповідають гідрофронтальній зоні трансформації річкових вод.

В пробах донних відкладень псевдоліторалі та субліторалі на глибині 3 м кількість ОР зменшувалась від м. Аджияск до м. М. Фонтан.

Встановлено, що найбільша кількість ОР в пробах донних відкладень з урізу води була в районі біля м. Аджияск у липні та вересні (81,27 та 82,59 мг·см⁻³ відповідно), найменша – на “морській” станції в районі м. М. Фонтан у квітні 53,41 мг·см⁻³. Кількість ОР збільшувалась в пробах донних відкладень з урізу води з квітня до вересня у районі біля м. Аджияск в 1,3 рази ($P > 0,05$) (з 62,34 до 82,59 мг·см⁻³ відповідно) і на траверсі о. Березань – в 1,4 рази ($P < 0,05$) (з 50,23 до 72,12 мг·см⁻³ відповідно). Кількість ОР в пробах донних відкладень, зібраних з урізу води біля с. Коблево та на узмор’ї Григор’євського лиману, збільшилась з квітня до липня в 1,4 рази ($P < 0,05$), а з липня до вересня вміст ОР зменшився.

На “морській” станції в районі м. М. Фонтан накопичення ОР в донних відкладеннях також проходило з квітня до вересня, так, в пробах з урізу води кількість ОР збільшилась в 1,4 рази ($P < 0,05$) (з 53,41 до 73,2 мг·см⁻³ відповідно), а на глибині 3 м – в 1,5 рази ($P < 0,05$) (з 34,7 до 53,1 мг·см⁻³ відповідно).

Встановлено, що у всіх районах кількість ОР в пробах, відібраних з урізу води була більше, ніж в пробах зібраних на глибині 3,0 м, якщо проби представлені піском або піском з домішкою мушлі. Тільки у вересні на узмор’ї Григор’євського лиману кількість ОР в пробах з глибини 3,0 м була більше, ніж з урізу води в 1,4 рази ($P < 0,05$) (96,87 та 67,85 мг·см⁻³), оскільки проба представлена дрібним сірим піском з чорним мулом.

Концентрація хлорофілу “а” в донних відкладеннях у вивчених районах змінювалась на протязі періоду досліджень. Результати аналізів показали, що у квітні у всіх районах в пробах донних відкладень виявлено низький вміст хлорофілу “а”, його концентрація була в межах 0,02–0,13 мкг·г⁻¹. З квітня до липня концентрація хлорофілу “а” в пробах донних відкладень у всіх районах значно збільшилась. На псевдоліторалі в липні концентрація хлорофілу “а” в районі м. Аджияск сягала 0,26 мкг·г⁻¹, в районі с. Коблево була майже в 1,5 рази більше – 0,38 мкг·г⁻¹ (зона змішання прісної і морської води). З липня до вересня концентрація хлорофілу “а” в пробах донних відкладень продовжувала збільшуватися в районі с. Коблево та на траверсі о. Березань в 1,2–2,0 рази, а в районі м. Аджияск майже не змінювалась (0,26 та 0,28 мкг·г⁻¹), в пробах з глибини 3,0 м в цьому районі відмічено збільшення концентрації пігменту в 3 рази ($P < 0,001$) (0,12 та 0,36 мкг·г⁻¹ відповідно).

Аналіз розподілу хлорофілу “а” у всіх районах показав, що в пробах, які були відібрані з урізу води, концентрація цього пігменту була більше, ніж в пробах, зібраних на субліторалі на глибині 3,0 м: так у липні в районі біля м. Аджияск в 6,5 рази ($P < 0,001$) (0,26 та 0,04), на прилеглій до Григор’євського лиману ділянці моря в 1,6 рази ($P < 0,05$) (0,26 та 0,16), біля м. М. Фонтан в 4,6 рази ($P < 0,001$) (0,83 до 0,18) мкг·г⁻¹ відповідно; у вересні відмічено аналогічний розподіл концентрації хлорофілу “а” на узмор’ї Григор’євського лиману та на “морській” станції біля м. М. Фонтан. Тільки у районі біля м. Аджияск концентрація цього пігменту незначно збільшувалась в пробах донних відкладень зібраних з глибини 3,0 м у порівнянні з концентрацією хлорофілу “а” в пробах урізу води (0,28 та 0,36 мкг·г⁻¹ відповідно).

Максимальну концентрацію хлорофілу “а” відмічено в пробах донних відкладень з урізу води на “морській” станції біля м. М. Фонтан в липні та вересні (0,83 та 0,62 мкг·г⁻¹ відповідно).

В результаті роботи показано, що у всіх досліджених районах в зоні трансформації стоку прісної води відбувається зміна кількості органічної речовини та концентрації хлорофілу “а”. Кількість органічної речовини в пробах донних відкладень з урізу води та з глибини 3 м в різних зонах трансформації річкових вод зменшувалась від м. Аджияск до м. М. Фонтан. Максимальна концентрація хлорофілу “а” була в пробах донних відкладень з урізу води в липні та вересні на “морській” станції біля м. М. Фонтан.

Автор висловлює щире подяку співробітнику інституту А.П. Куракіну за відбір проб.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Агатова А.И., Аржанова Н.В., Лапина Н.М. Пространственно-временная изменчивость органического вещества в прибрежных экосистемах Кавказского шельфа Черного моря // *Океанология*. – 2005. – Т.45. – № 4. – С. 670–677.

Анцупова Л.В. Пигменты донных отложений северо-западной части Черного моря // *Экологические проблемы Черного моря*. – Одесса: ОЦНТЭИ, 1999. – С. 54–57.

Большаков В.С. Трансформация речных вод в Черном море. – Киев: Наукова думка, 1970. – 328с.

Верниченко-Цветков Д.Ю. Еколого-біохімічна характеристика стану донних відкладів Прип'яті та її притоків // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: Зб. наук. пр.* – К.: ВГЛ “Обрії”, 2006, – Т. 9. – С. 163–172.

Методы исследования органического вещества в океане / отв. ред. Е.А. Романкевич – М.: Наука, 1980. – 343 с.

Плохинский Н.А. Алгоритмы биометрии. – М.: Изд-во МГУ, 1980. – 150 с.

Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений / А.В. Цыбань. – Л.: Гидрометиздат, 1980. – С. 100–105.

Сигарева Л.Е. Значимость пигментных характеристик фитопланктона при оценке качества воды // *Водные ресурсы*. – 2004. – Т. 31, № 4. – С. 475–480.

УДК 581.526.325 (282.247.32)

П.Д. КЛОЧЕНКО¹, Т.Ф. ШЕВЧЕНКО¹, Г.Г. ЛІЛЦЬКА², О.П. БЛОУС¹,

¹Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

²Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України,

Терещенківська, 2, Київ 01004, Україна

РЕТРОСПЕКТИВНИЙ АНАЛІЗ ФІТОПЛАНКТОНУ СЕРЕДНЬОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ РОСЬ

Впровадження в Україні Директив ЄС в галузі довкілля потребує вирішення цілої низки фундаментальних та прикладних питань, зокрема, визначення референційних умов (Афанасьєв, 2018). Одним із основних шляхів їх встановлення є ретроспективний аналіз, пов'язаний із використанням історичних даних щодо окремих гідробіологічних компонентів гідроекосистем. При цьому обов'язково повинні бути враховані характеристики фітопланктону.

Структуру і кількісні показники фітопланктону досліджували на середній ділянці р. Рось, яка зазнає антропогенного забруднення із точкових та розсіяних джерел, а також впливу гідротехнічного будівництва (Гідроекологічний стан ..., 2009).

Дослідження проводили влітку 2016 р. на ділянці річки Рось прилеглої до території дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква). Проби фітопланктону відбирали батометром Рутнера. Чисельність водоростей визначали методом прямого підрахунку в камері Нажота об'ємом 0,02 см³, а біомасу – об'ємно-розрахунковим методом (Методи ..., 2006). До складу домінантів відносили види, частка яких в загальній чисельності та біомасі фітопланктону становила $\geq 10\%$. Видовий склад водоростей, знайдених в різні роки, порівнювали за допомогою коефіцієнту флористичної спільності (КФС) Серенсена (Василевич, 1969). Екологічний аналіз проводили з використанням індикаторних характеристик водоростей (Барінова и др., 2006; Van Dam et al., 1994). Вміст неорганічних сполук азоту і фосфору у воді визначали колориметричним методом, а концентрацію розчинених органічних речовин – за біхроматною окисністю (БО) (Методи ..., 2006). Величину рН вимірювали за допомогою приладу рН-150 МИ.

Всього протягом періоду досліджень у товщі води р. Рось знайдено 95 видів водоростей, які представлені 96 внутрішньовидовими таксонами, включно з тими, що містять номенклатурний тип виду із семи відділів, а саме: Cyanoprokaryota, Chrysophyta, Xanthophyta, Bacillariophyta, Dinophyta, Chlorophyta та Charophyta. Основу видового багатства планктонних водоростей склали Chlorophyta, Bacillariophyta і Cyanoprokaryota (83,6% загальної кількості знайдених видів).

Найбільшою кількістю видів представлений клас Chlorophyceae (45) і порядок Sphaeropleales (43). До складу родин, які містять найбільшу кількість видів (60,0% їх загального числа), належать Scenedesmaceae (23), Selenastraceae (10), Hydrodictyaceae (7), Chlorellaceae (6), Oocystaceae (4), Desmidiaceae (4) і Merismopediaceae (3), а до складу провідних родів (30,5%) – *Desmodesmus* (Chodat) An, Friedl et E. Hegew. (9), *Monoraphidium* Komárk.-Legn. (5), *Acutodesmus* (E. Hegew.) P. Tsarenko (3), *Scenedesmus* Meyen (3), *Tetraedron* Kütz.(3), *Merismopedia* Meyen (3) і *Staurastrum* Meyen ex. Ralfs emend Pal.-Mordv.

Щодо кількісних показників розвитку фітопланктону, то його чисельність складала 267 644 тис. кл/дм³, а біомаса – 19,586 мг/дм³. За чисельністю клітин значно переважали Cyanoprokaryota (86,3%). Частка Chlorophyta становила 9,7%, а Bacillariophyta – 3,9%. Внесок водоростей з інших відділів складав лише 0,07%. За біомасою переважали Bacillariophyta (37,6%), Chlorophyta (32,9%) і Cyanoprokaryota (22,8%). Частка Dinophyta складала 4,2%, а Charophyta – 2,1%. Щодо інших відділів, то їхній внесок в цілому становив лише 0,4%.

До складу домінуючого комплексу входили представники Cyanoprokaryota і Bacillariophyta. За чисельністю домінували *Aphanocapsa incerta* (Lemmerm.) Cronberg et Komárek (55,1%) і *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs (12,0%), а за біомасою – *A. flos-aquae* (13,1%), *Cyclotella meneghiniana* Kütz. (12,8%) і *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen (10,1%). Варто зазначити, що влітку 2016 г. на зарегульованій ділянці р. Рось спостерігалось «цвітіння» води, обумовлене масовим розвитком синьозелених водоростей, представлених переважно *Aphanocapsa incerta* і *Aphanizomenon flos-aquae*.

Проведений біоіндикаційний аналіз показав, що на досліджуваній ділянці р. Рось за приуроченістю до місцезростання переважали планктонно-бентосні (59,3%) і планктонні (28,4%) організми. Представники повільно текучих вод значно переважали серед видів – індикаторів текучості води та її насичення киснем (85,5%), тоді як частка індикаторів стоячих вод складала 14,5%. Серед водоростей – індикаторів температурного режиму знайдені лише представники помірно теплих вод, а серед видів – індикаторів рН середовища найбільшою кількістю представлені алкаліфіли та індіференти – 47,8% і 43,5%, відповідно. Важливо зазначити, що під час досліджень значення рН були досить високими (9,03), що, очевидно, і обумовило значний розвиток алкаліфілів. Переважаючою групою серед індикаторів солоності води були індіференти, частка яких складала 87,0%. Внесок галофілів і галофобів був значно нижчим – 10,8% і 2,2%, відповідно. Серед індикаторів трофічного рівня переважали представники евтрофних

вод (70,0%). Значно меншою була частка індикаторів мезоевтрофних (20,0%) і гіпертрофних (10,0%) вод. Варто відзначити той факт, що досліджувана ділянка р. Рось характеризувалася підвищеним вмістом біогенних елементів, зокрема, неорганічного фосфору (0,135 мг P/дм³).

Серед індикаторів типу живлення та їх відношення до кількості азотвмісних органічних сполук у воді найбільшою кількістю видів представлені автотрофи, які витримують підвищені концентрації азотвмісних органічних сполук у воді (45,4%). Друге місце належало автотрофам, які витримують лише низькі концентрації азотвмісних органічних сполук (27,3%). Третє і четверте місця посідали факультативні гетеротрофи, яким необхідне періодичне підвищення концентрації азотвмісних органічних сполук (18,2%) та облігатні гетеротрофи, яким необхідні постійно підвищені концентрації азотвмісних органічних сполук (9,1%).

Відповідно до системи індикації органічного забруднення, запропонованої Т. Ватанабе (Watanabe, 1986) на досліджуваній ділянці річки найбільшою кількістю видів представлені еврисапроби – мешканці помірно забруднених вод (53,3%). Внесок сапроксенів – мешканців чистих вод складав 40,4%, а сапрофілів – мешканців забруднених вод – 6,7%. Серед видів – індикаторів органічного забруднення (в системі Р. Пантле і Г. Бук) знайдені види водоростей, які належать до чотирьох основних груп. Найбільшою кількістю видів представлені бета-мезосапробні організми (73,7%). Частка олігосапробіонтів складала 18,5%, ксеносапробіонтів – 3,9% і полісапробіонтів – 3,9%. Переважання еврисапробів і бета-мезосапробіонтів на досліджуваній ділянці річки свідчить про підвищений вміст у воді нетоксичних органічних речовин, що узгоджується з даними прямих гідрохімічних вимірювань (БО = 38,0 мг О/дм³).

Отже, враховуючи високі кількісні показники розвитку фітопланктону (біомаса – 19,586 мг/дм³), переважання індикаторів евтрофних вод, автотрофів, які витримують підвищені концентрації азотвмісних органічних сполук у воді, еврисапробів і бета-мезосапробних організмів, а також дані прямих гідрохімічних вимірювань (підвищену концентрацію неорганічного фосфору і розчинених органічних речовин), досліджувана ділянка річки може бути охарактеризована як евтрофна, помірно забруднена органічними речовинами (бета-мезосапробна зона).

Порівняння отриманих нами даних з результатами досліджень, проведених Я.В. Роллом у 1950 р. на ті й же ділянці річки Рось показало, що видове багатство фітопланктону було високим протягом обох періодів (83 види – у 1950 р. та 95 видів – у 2016 р.). В той же час його видовий склад суттєво змінився (КФС = 27%). При цьому таксономічний спектр на рівні відділів зазнав незначних змін. Так, частка Chlorophyta (61,9 і 58,9%), Cyanoprokaryota (10,5 і 13,7%), Dinophyta (3,9 і 2,1%), Xanthophyta (2,6 і 2,1%) і Charophyta (1,3 і 4,2%) у загальній кількості видів залишилась фактично тією ж, тоді як частка Euglenophyta знизилась з 13,2 до 0%, а Bacillariophyta – збільшилась з 6,6 до 17,9%.

Звертає на себе увагу той факт, що чисельність фітопланктону збільшилась на три порядки (з 525 до 267 644 тис. кл/дм³). При цьому найбільш помітно зросла чисельність Cyanoprokaryota (з 9 до 231 162 тис. кл/дм³), Chlorophyta (з 461 до 25 908 тис. кл/дм³) і Bacillariophyta (з 12 до 10 404 тис. кл/дм³). Змінилась і структура чисельності фітопланктону: у 1950 р. її основу формували Chlorophyta (90,3%), а у 2016 р. – Cyanoprokaryota (86,3%). Комплекс домінуючих видів змінився повністю: у 1950 р. до складу домінантів входили *Eudorina elegans* Ehrenb. і *Pandorina morum* (O.F. Müll.) Vogt, а у 2016 р. – *Aphanocapsa incerta* і *Aphanizomenon flos-aquae*.

Екологічний спектр фітопланктону змінився лише часткового. Протягом обох періодів переважали планктонно-бентосні (64,0 і 59,3%) та планктонні (35,4 и 28,4%) організми, індикатори повільно текучих вод (81,5 і 85,5%) та індіференти по відношенню до солоності води (82,0 і 87,0%). Натомість спектр індикаторів рН середовища змінився суттєво, різко зріс внесок алкаліфілів: у 1950 р. переважали індіференти (70,0%), а у 2016 р. – алкаліфіли (47,8%) та індіференти (43,5%). В обидва

роки серед індикаторів органічного забруднення переважали бета-мезосапробіонти (73,0 і 73,7%) та олігосапробіонти (19,0 і 18,5%).

Очевидно, зареєстровані зміни в структурі фітопланктону, зокрема, зміна його видового складу, масовий розвиток синьозелених водоростей, зміни в складі домінантів та збільшення частки алкаліфілів є його відгуком на підвищення трофічного рівня і концентрації органічних речовин на досліджуваній ділянці р. Рось.

Таким чином, зазначені вище показники (видове багатство, видовий склад, таксономічна структура, кількісні показники, структура чисельності і біомаси, домінуючий комплекс, а також екологічний спектр фітопланктону) можуть бути надійними дескрипторами не тільки при виявленні змін, які відбуваються в структурі фітопланктону за дії різних чинників, але й при оцінці стану водних об'єктів за фітопланктоном.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Афанасьєв С.О. Проблеми і розвиток досліджень екологічного стану гідроекосистем України в аспекті імплементації директив ЄС в галузі довкілля // Гидробиол. журн. – 2018. – 54, № 6. – С. 3–17.

Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив: Pilies Studio, 2006. – 498 с.

Василевич В.И. Статистические методы в геоботанике. – Л.: Наука, 1969. – 232 с.

Гідроекологічний стан басейну річки Рось / За ред. В.К Хільчеського. – К.: Ніка-Центр, 2009. – 116 с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Ролл Я.В. Фитопланктон р. Рось и оценка ее санитарного состояния // Труды биолого-грунтознавчого ф-ту КДУ. – 1950. – № 5. – С. 97–112.

Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands // Nether. J. Aquat. Ecol. – 1994. – Vol. 28, N 1. – P. 117–133.

Watanabe T. Biological indicator for the assessment of organic water pollution // Japan J. of Water Pollut. Res. – 1986. – Vol 19. – P. 7–11.

УДК 581.526.323(282.243.7.05)

Е.Ш. КОЗІЙЧУК

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

РІЗНОМАНІТТЯ ФІТОМІКРОБЕНТОСУ РУКАВІВ БІЛГОРОДСЬКИЙ ТА ОТНОЖНИЙ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ*

В гідробіологічних дослідженнях водоростевих угруповань Кілійської дельти Дунаю фітомікробентосу приділялося значно менше уваги, ніж фітопланктону. При цьому, одним з найменш досліджених до останнього часу залишався фітомікробентос рукавів дельти Білгородський та Отножний.

Метою роботи було встановити особливості таксономічного і кількісного різноманіття фітомікробентосу рукавів Кілійської дельти Дунаю.

Дослідження фітомікробентосу проводилися в 2010–2011, 2015, 2017 роках, впродовж вегетаційних сезонів (весна, літо, осінь) на водотоках Кілійської дельти Дунаю: рукаві Білгородський та рукаві-стариці Отножний. Відбір проб

фітомікробентосу, та їх наступна обробка проведені з використанням загальноприйнятих гідробіологічних методів (Щербак, 2016).

Білгородський та Отножний – водотоки з малою швидкістю течії (до 0,2 м/с), прозорістю води 0,5–0,8 м за диском Секки. Рукава мілководні, глибини коливаються від 0,5 до 1,5 м (Ляшенко, 2009; 2012; Шуйский, 2003). Переважаючим типом ґрунту є сірий мул.

Рукав Білгородський розгалужується на декілька проток і впадає в солонуватоводні затоки Солоний кут та Бадика кут, які в свою чергу відкриті зі сторони моря. Рукав-стариця Отножний відокремився, втратив зв'язок зі Старостамбульським рукавом. Проте, під час паводків існує зв'язок стариці через протоку з Анкудіновим рукавом.

В цілому, за період досліджень, в фітомікробентосі Білгородського рукава виявлено 40 видів, представлених 43 внутрішньовидовими таксонами (в. в. т.) водоростей, які відносились до 27 родів, 12 порядків, 6 класів, 4 відділів (Суанорphyta, Bacillariophyta, Xantophyta, Chlorophyta).

За кількістю зареєстрованих в. в. т. домінували Bacillariophyta, частка яких складала 93 %.

За чисельністю домінантами виступали синьозелені (р. *Oscillatoria*) та діатомові (р. *Cyclotella*) водорості, за біомасою – домінували діатомові з родів *Cymbella*, *Cyclotella*, *Caloneis*, *Gomphonema*, *Nitzschia*, *Surirella*.

Чисельність фітомікробентосу коливалася в межах 396–17415 тис. кл/10см², біомаса – 0,416–11,43 мг/10см².

Проведений аналіз сезонної динаміки чисельності та біомаси дозволив встановити, що в рукаві Білгородському фіксувався літній пік вегетації донних водоростей.

Мінімальні показники кількісного розвитку фітомікробентосу відмічались в багатоводному 2010 році, з домінуванням за чисельністю в цей період *Cyclotella kuetzingiana* Thwaites, а за біомасою – *Caloneis permagna* (Bailey) Cleve. Максимальної чисельності донні водорості досягали в маловодні 2011 та 2017 роки за рахунок вегетації синьозелених водоростей з роду *Oscillatoria*, в той же час, максимальну біомасу формували діатомові *Cymbella*, *Surirella*, *Gomphonema*, *Nitzschia*. Також, в цей період збільшувалась роль зелених водоростей (*Actinastrum hantzschii* Lagerheim, *Desmodesmus communis* (E.Hegewald) E.Hegewald, *Mougeotia parvula* Hassall.). В 2015 році (середньому по водності) кількісні показники розвитку донних водоростей були не високими, знаходились в межах 472–2590 тис. кл/10см² (чисельність) та 0,416–5,91 мг/10см² (біомаса). Пріоритет за чисельністю мали *Oscillatoria tenuis* C.Agardh ex Gomont, а за біомасою *Surirella tenera* W.Gregory, *Cymbella parva* (W.Smith) Kirchner.

В просторовому розподілі фітомікробентосу Білгородського рукава кількісні показники збільшувались від середньої частини водотоку (10 км) до впадіння в солонуватоводні затоки.

Ближче до розгалуження та впадіння у водойми течія води в рукаві уповільнювалась, в наслідок чого змінювалась структура домінуючого комплексу фітомікробентосу. Так, основу чисельності донних водоростей у середній частині водотоку формували *O. amphibia* C.Agardh ex Gomont, *C. kuetzingiana*, біомаси – *Nitzschia palea* (Kützing) W.Smith, *N. paleacea* (Grunow) Grunow. У районі розгалуження водотоку ріст чисельності обумовлювали *O. tenuis*, *O. ucrainica* Vladimirova, біомаси – *C. parva*, *Gomphonema augur* Ehrenberg. На вході до затоки Солоний кут за чисельністю домінували *O. agardhii* Gomont, *O. tenuis*, *O. ucrainica*, за біомасою – *C. parva*, *N. sigmoidea* (Nitzsch) W.Smith, *S. tenera*. В даному районі у фітомікробентосі ідентифіковані як прісноводні, так і солонуватоводні види, які не зустрічалися у середній течії рукава, але деякі траплялися у затоці (*Nitzschia sigma* (Kützing) W.Smith, *Craticula halophila* (Grunow) D.G.Mann, *Gyrosigma spenceri* (W.Smith) Griffith &

Henfrey, *Tryblionella levidensis* W.Smith, *T. hungarica* (Grunow) Frenguelli, *T. punctata* W.Smith, *N. lorenziana* Grunow var. *subtilis* Grunow), що може свідчити про змішування вод рукава та затоки.

При проведенні досліджень фітомікробентосу рукава-стариці Отножного виявлено 44 види, представлених 45 в. в. т. водоростей, які відносились до 28 родів, 13 порядків, 4 класів, 2 відділів (Cyanophyta, Bacillariophyta).

Таксономічне різноманіття Bacillariophyta формували 43 в. в. т., Cyanophyta – 2. За чисельністю, межі коливань якої складали 3575–7438 тис.кл/10см², домінували Bacillariophyta та Cyanophyta (*Aulacoseira italica* (Ehrenberg) Simonsen, *Cocconeis placentula* Ehrenberg, *C. kuetzingiana*, *Fragilariforma virescens* (Ralfs) D.M.Williams & Round, *Melosira varians* C.Agardh, *O. amphibia*, *O. lemmermannii* Woloszynska. Накопичення біомаси донних водоростей відбувалось за рахунок крупноклітинних діатомових водоростей *Cymatopleura solea* (Brébisson) W.Smith, *Pinnularia major* (Kützing) Rabenhorst, *S. tenera*, *Surirella brebissonii* Krammer et Lange-Bertalot. var. *kuetzingii* Krammer et Lange-Bertalot. Коливалася біомаса в межах 13,92–15,24 мг/10см². Максимальні кількісні показники фітомікробентосу відмічались влітку.

В результаті проведеного дослідження проаналізовано таксономічні і кількісні показники різноманіття фітомікробентосу водотоків Кілійської дельти Дунаю та встановлено, що більшу частину як видового багатства, так і біомаси донних водоростей Білгородського та Отножного рукавів складали Bacillariophyta. В той же час, Cyanophyta, які характеризувалися дрібними розмірами клітин, при масовому розвитку суттєво впливали на показники чисельності фітомікробентосу. Крім того, в рукаві Білгородській іноді відмічались незначні коливання розвитку Chlorophyta із родів *Actinastrum*, *Desmodesmus*, *Mougeotia*.

При мінімальних швидкостях течії води та малих глибинах в рукавах спостерігалось зростання кількісних показників фітомікробентосу.

В Білгородському рукаві визначалось зростання чисельності та біомаси фітомікробентосу. В рукаві-стариці Отножний відмічалось максимальне значення біомаси фітомікробентосу при значному зниженні його чисельності внаслідок зміни структурної організації бентосних водоростей.

В багатоводні роки спостерігались мінімальні кількісні показники фітомікробентосу, в маловодні – максимальні.

Фітомікробентос рукава Білгородський більш різноманітний, ніж рукава Отножний, що пояснюється впливом різних екологічних чинників.

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230), держ. реєстр. № 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Ляшенко А.В., Зорина-Сахарова Е.Е. Сравнительная характеристика показателей разнообразия макрофауны беспозвоночных украинской и румынской частей дельты Дуная // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 4. – С. 17–33.

Ляшенко А.В., Зорина-Сахарова Е.Е. Биоиндикация качества вод Килийской дельты Дуная по организмам макрофауны водных беспозвоночных // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, № 4. – С. 45–66.

Щербак В.И., Козийчук Э.Ш. Динамика фитомикробентоса разнотипных водных объектов Килийской дельты Дуная в зависимости от некоторых экологических факторов // Гидробиол. журн. – 2016. – Т. 52, № 1. – С. 3–14.

Шуйский Ю.Д. Гидролого-морфологические черты формирования современной Килийской дельты Дуная // Вісн. Одес. ун-ту. – 2003. – Т. 8, вип. 11 – С. 4–17.

**ВИДОВИЙ СКЛАД КРУГОВІЙЧАСТИХ ІНФУЗОРІЙ (CILIOPHORA,
PERITRICHIA) ТА ЙОГО ДИНАМІКА Р. ДЕРЕВИЧКА
(ХМЕЛЬНИЦЬКА ОБЛАСТЬ)**

Круговійчасті інфузорії (Ciliophora, Peritrichia) – гідробіонти, які в переважній більшості ведуть прикріпленій спосіб життя. Ці протисти седиментують бактерії та одноклітинні водорості і цим самим сприяють самоочищенню та збереженню біологічної рівноваги у водоймах. Вони є організмами-індикаторами санітарно-гігієнічного стану водного середовища (Константиненко Л.А., 2016). Забруднення водойм внаслідок антропогенної діяльності може призвести до порушення функціонування прісноводних екосистем. Ці зміни відбиваються на видовому різноманітті й структурі гідробіоценозів (Филенко О.Ф. Михеева И.В., 2007). Тому вивчення гідробіонтів, в тому числі і круговійчастих інфузорій, з метою оцінки якості водного середовища та збереження біорізноманіття водойм України в умовах антропогенного пресингу є досить важливим завданням сучасної науки. Метою роботи було встановити видовий склад перитрих та його динаміку р. Деревичка (Хмельницька область) за період дослідження.

Вивчення видового складу розпочали в 2016 році (Нехрещенюк, Константиненко, 2018) і продовжили в 2017 і 2018 роках. Під час дослідження проб води, відібраних з річки Деревички (басейн річки Прип'ять), ідентифіковано 22 види круговійчастих інфузорій: *Vorticella alba* Fromentel, 1874, *V. aquadulcis* Stokes, 1887, *V. campanula* Ehrenberg, 1831, *V. convallaria* (Linnaeus, 1758), *V. extensa* Kahl, 1935, *V. microstoma* Ehrenberg, 1830, *V. natans* Müller, 1773, *V. ovum* Dons, 1917, *V. picta* Ehrenberg, 1838, *V. striata* Dujardin, 1841, *V. submicrostoma* Ghorsh, 1922, *Pseudovorticella monilata* (Tatem, 1870), *Carchesium polypinum* (Linnaeus, 1758), *Epistylis bimarginata* Nenninger, 1948, *E. coronata* Nusch, 1970, *E. chrysemydis* Bishop et Jahh, 1941, *E. epibioticum* Banina, 1983, *E. hentscheli* Hentscheli, 1916, *E. plicatilis* Ehrenberg, 1831, *Opercularia nutans* (Ehrenberg, 1838), *Vaginicola ampulla* Fromentel, 1874, *V. striata* (Fromentel, 1874).

Дослідження динаміки видового багатства перитрих проводили з березня по листопад 2016-2018 рр.

За період дослідження з березня по травень ідентифіковано по 6 видів роду *Vorticella* Linnaeus, 1767. Щомісяця виявляли види: *V. campanula*, *V. convallaria*, *V. microstoma*, *V. ovum*. Деякі види зустрічалися лише в окремі місяці. Так, *V. picta* – в березні та травні, а *V. striata* – в березні і квітні. У червні видове багатство цього роду збільшилось до 8 видів, крім вище зазначених, ідентифіковано *V. aquadulcis* та *V. extensa*. В період з липня по вересень видове багатство даного роду зменшилось до 4 видів. В жовтні виявлено 5 видів роду, серед яких: *V. alba*, *V. campanula*, *V. convallaria*, *V. ovum*, *V. picta*. Один вид, *V. campanula*, ідентифіковано у листопаді.

Протягом всього періоду дослідження, крім листопада, з роду *Carchesium* Ehrenberg, 1831 ідентифікували лише один вид – *C. polypinum*.

Рід *Epistylis* Ehrenberg, 1830 був представлений одним видом, *E. epibioticum*, в березні і вересні. В червні виявлено два види, *E. coronata* і *E. plicatilis*, останнього також було ідентифіковано в липні-серпні; в жовтні, окрім вище названих видів, визначили *E. hentscheli*. В період з квітня по травень та у листопаді представників даного роду не виявлено.

Рід *Opercularia* Goldfuss, 1820 представлений одним видом – *O. nutans* у березні, квітні та жовтні.

За весь період дослідження із роду *Pseudovorticella* Foissner & Schiffmann, 1975 виявили у жовтні єдиний вид – *P. monilata*.

Серед лорікат нами ідентифіковано один рід, *Vaginicola* Lamark, 1816, який був представлений 2 видами: *V. ampulla* й *V. striata* у березні, квітні та вересні, а у травні єдиним видом, *V. striata*. В інші місяці видів даного роду виявлено не було.

Порівнюючи видове багатство круговійчастих інфузорій чотирьох річок: Тетерів (Konstantynenko L. A., 2018), Кам'янка (Хлань Т. В., Константиненко Л. А., 2013), Уж (Константиненко Л.А., 2016; Константиненко Л.А., Міхеєва Г.М., 2017) та Деревичка виявили, що 7 видів із 36 ідентифікованих є спільними для чотирьох списків: *Vorticella convallaria*, *V. microstoma*, *V. striata*, *V. campanula*, *Carchesium polypinum*, *Epistylis plicatilis*, *Opercularia nutans*. За індексами фауністичної подібності видовий склад круговійчастих інфузорій р. Деревички утворив окремий кластер (індекс Чекановського-Серенсена склав 0,43, а індекс Шимкевича-Сімпсона – 0,44).

Такий результат кластерного аналізу подібності видового складу перитрих зумовлений, ймовірно, гідрохімічними умовами р. Деревички. За висновками лабораторних досліджень проб води всі показники знаходяться в межах норми, відхилень і вмісту будь-яких шкідливих речовин не виявлено.

Отже, у результаті проведеного вивчення видового складу круговійчастих інфузорій р. Деревичка впродовж 2016–2018 років всього виявлено 22 види інфузорій, які відносяться до 6 родів: *Vorticella*, *Pseudovorticella*, *Carchesium*, *Epistylis*, *Opercularia*, *Vaginicola*. У пробах, відібраних в різні сезони, представники роду *Vorticella* є найбільш поширеними (5–9 видів). Рід *Carchesium* представлений одним видом з весни по осінь, рід *Epistylis* – 1–3 видами, роди *Opercularia* і *Vaginicola* – 1 і 2-ма видами відповідно, зустрічали весною і восени, рід *Pseudovorticella* – 1-м видом восени.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Константиненко Л. А. Видовий склад круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) р. Уж // Науковий вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія. – 2016. – Випуск 40. – С. 63–66.

Константиненко Л. А., Міхеєва Г. М. Сезонна динаміка щільності поселення круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) ріки Уж // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. – 2017. – № 3 (70). – С. 154–158.

Нехрещенюк В. П., Константиненко Л. А. Структура домінування круговійчастих інфузорій р. Деревички // Біологічні дослідження – 2018: Збірник наукових праць. – Житомир: ПП «Рута», 2018. – С. 190–192.

Филенко О.Ф. Михеева И.В. Основы водной токсикологии. – М.: Колос, 2007. – 144 с.

Хлань Т. В., Константиненко Л. А. Видове різноманіття круговійчастих інфузорій (Ciliophora, Peritrichia) р. Кам'янка // Біологічні дослідження – 2013: Матеріали IV науково-практичної всеукраїнської конференції молодих вчених та студентів (16-18 квітня 2013 р., м. Житомир). – Житомир: Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. – С. 153–154.

Konstantynenko L. A. Dynamics of the functioning of peritrichia (Ciliophora) in the Teteriv River (the Town of Zhytomyr) // Hydrobiological Journal. – V. 54 (5). – 2018. – P. 95–101.

РІЗНОМАНІТТЯ ВОДОРОСТЕЙ ПЕРИФІТОНУ РІЧКИ ЛЬВА

В Україні, як і у більшості країн світу, все гостріше постає проблема виснаження водних ресурсів внаслідок їхнього техногенного та антропогенного забруднення. Особливо гостро це питання торкається транскордонних річкових екосистем, якість води яких багато в чому визначається різноманіттям вищих водяних рослин та нижчих – водоростей (Экологическое состояние..., 2002).

Дослідження водоростей обростань малих та середніх транскордонних річок має велике значення для оцінки екологічного стану водойм, моніторингу водного середовища та створення перспективних моделей їх розвитку (Методи..., 2006; Управление..., 2012). Тому основною метою цієї роботи було проаналізувати різноманіття водоростей обростань різнотипних субстратів річки Льва та її правої притоки річки Бунів.

Матеріалом для роботи стали альгопроби відібрані на п'яти станціях, розташованих на р. Льва та її притоці – р. Бунів, з кам'яних, бетонних та рослинних (рогоз вузьколистий) субстратів у 2015-2018 рр. Річка Льва бере свій початок поблизу с. Борове Рокитнівського району Рівненської області на території північно-західної частини Українського кристалічного масиву. Перетинає річка території Рокитнівського та Дубровицького районів Рівненської області та Столинського району Брестської області Білорусі; є лівою притокою Ствиги (басейн Прип'яті). Довжина річки 172 км, площа басейну 2400 км² (у межах України – відповідно 111 км і 1746 км²). В другій половині 20 ст. річка зазнала зарегулювання, найбільше водосховище – Осницьке (площа 166 га). У долині р. Льви та на її межиріччі зі Ствигою розташований найбільший болотний масив в Україні – Кременне, частину якого охоплює заказник Сира Погоня (Географічна енциклопедія..., 1989-1993).

Перифітонну альгофлору досліджуваних водойм формували 151 вид водоростей (165 внутрішньовидовий таксон (в.в.т.)). Ідентифікованими на всіх типах субстратів були представники з класів Hormogoniophyceae, Euglenophyceae, Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae, Fragilariophyceae, Chlorophyceae: *Oscillatoria amphibia* Ag., *O. geminata* (Menegh.) Gom., *Phormidium foveolarum* (Mont.) Gom., *Trachelomonas intermedia f. intermedia* Dang., *Tr. rotunda var rotunda* Swir., *Nitzschia acicularis* (Kutz.) W. Sm., *N. palea* (Kutz.) W. Sm., *N. paleacea* (Grun.) Hust. in A. S. et al., *N. vermicularis* (Kutz.) Hant. in Rabenh., *Cymbella ventricosa* Kutz., *C. (Ehr.) Cl.*, *Eunotia faba* (Ehr.) Grun. in V.H., *Rhoicosphenia abbreviata* (Ag.) L.-B., *Eunotia praerupta* Ehr., *Navicula radiosa* Kutz., *N. viridula* Kutz., *N. vulpina* Kutz., *Aulacoseira granulata f. granulata* (Ehr.) Sim, *Melosira varians* Ag., *Cyclotella Kuetzingiana* Thw., *Synedra acus* (Kutz.), *Chlamydomonas globosa* Snow, *Schroederia setigera* (Schrod.) Lemm.

Порівняння видового різноманіття водоростей абіотичних та біотичних субстратів показало, що максимальним видовим різноманіттям характеризувались рослинні субстрати – 89 видів та в.в.т. На кам'яних та бетонних субстратах було ідентифіковано 73 та 72 види та в.в.т. відповідно. Представники родів *Pseudoholopedia* (Ryppowa) Elenk., *Calothrix* Ag.ex Born. et Flah., *Encyonema* Kutz., *Aneumastus* Mann et Stick., *Surirella* Turp., *Diatoma* Bory, *Meridion* Ag.emend. Heib., *Tabellaria* Ehr., *Lobomonas* Dang., *Dictyosphaerium* Nag., *Kirchneriella* Schmidle, *Monoraphidium* Kom.-Legn., *Pediastrum* Meyen зустрічались лише на рогозі вузьколистому та були представлені 47 видами та в.в.т. Виключно на кам'яних субстратах зустрічались представники 9 родів, які в переважній своїй більшості є бентосними видами: *Craticula*

cuspidata (Kutz.) Mann in Round, Crawf., Mann., *Gyrosigma acuminatum* (Kutz.) Rabenh., *G. spenceri* (Quek.) Grif. et Henf., *G. acuminatum* var. *brebissonii* (Kütz.) Cl., *Cosmioneis pusilla* (W. Sm.) Mann et Stick., *Sellaphora pupula* (Kutz.) Mann, *S. pupula* f. *rostrata* (Hust.) Bukht., *Cymatopleura solea* (Breb.) W. Sm., *Aulacoseira italica* var. *italica* (Ehr.) Sim, *Ctenophora pulchella* (Ralfs) Will. et Round, *Acutodesmus acuminatus* (Lagerh.) Hegew. et Hanagata, *Cosmoastrum suborbiculare* (W. et G.S. West) Pal.-Mordv. Комплекс специфічних видів водоростевих обростань штучних бетонних субстратів формували *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bred., *Achnanthes laterostrata* Hust., *Amphora ovalis* (Kutz.) Kutz., *Staurosira construens* var. *capitata* (Herib.) Bukht., *Coelastrum microporum* Nag. in A. Br., *Cosmarium venustum* var. *venustum* (Bréb) Arch., *C. ochthodes* var. *amoebum* W. West, *C. obtusatum* Schmidle, *C. gostyniense* (Racib.) Grönbl., *C. obtusatum* var. *obtusatum* Schmidle.

Формування домінуючого комплексу всіх типів субстратів відбувалось подібно з переважанням діатомових водоростей. Так, на долю Bacillariophyta припадало від 61% на рослинних до 74% видів водоростей на кам'яних субстратах. Найнижче видове різноманіття було характерне для евгленових водоростей – 4, 7 та 8% на кам'яних, бетонних та рослинних субстратах відповідно.

Серед видів-домінантів на кам'яних субстратах за показниками як чисельності, так і біомаси переважали: *Nitzshia vermicularis* (Kutz.) Hant. in Rabenh.–20,1 та 34,1%, *Melosira varians* Ag. – 12,3 та 21,2% відповідно (від загальної чисельності та біомаси прийнятої за 100%). Субдомінуючий комплекс за показниками чисельності (від 5 до 8%) формували *Placoneis placentula* f. *rostrata* (Mayer) Bukht., *Oscillatoria geminata* (Menegh.) Gom. *O. limosa* Ag., *O. amphibia* Ag., за біомасою – *Caloneis permagna* (Bail.) Cl. – 4,7%, *Craticula cuspidata* (Kutz.) Mann in Round, Crawf., Mann. – 3,7%, *Cosmoastrum suborbiculare* (W. et G.S. West) Pal.-Mordv. – 3,4%.

На бетонних субстратах за обома кількісними показниками домінувала *Symbella gracillis* (Ehrb.) Ktz. sensu Hust. – 22 та 31,6%. Також значну роль в формуванні чисельності відігравали *Synedra acus* (Kutz.) – 9,9%, *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bred. – 9,9%, *Oscillatoria amphibia* Ag. – 9,6%, *Cyclotella Kuetzingiana* Thw. – 8,1% та *Nitzshia pusilla* Grun. – 5%. Понад 60% всієї біомаси водоростей обростань бетонного субстрату утворювали *Neidium affine* (Ehr.) Pfit. – 12,5%, *Neidium iridis* f. *vernale* Reich. – 12,2%, *C. Kuetzingiana* Thw. – 11,7%, *Cosmarium obtusatum* Schmidle – 19,1% та *Closterium acerosum* (Schränk) Ehr. – 8,4%.

Домінуючий комплекс рогозу вузьколистого, розрахований за чисельністю, був сформований представниками синьозелених водоростей: *Oscillatoria lacustris* (Kleb.) Geitl. – 11,7% та *O. geminata* (Menegh.) Gom. – 10,3%. *O. komarovii* Anissim. – 8,2% *Cocconeis placentula* (Ehr.) – 7,5% *O. amphibia* Ag. – 6,4%, *Eunotia praeurupta* Ehr. – 5,8, *E. faba* (Ehr.) Grun. In V.H. – 5,2% формували субдомінуючу складову *Tyrpha angustifolia* L. За біомасою формування домінуючого комплексу відбулося за рахунок *Cocconeis placentula* (Ehr.) – 12,0%. Значна роль в формуванні біомаси належала *Eunotia praeurupta* Ehr., *Nitzshia vermicularis* (Kutz.) Hant. in Rabenh. *Epithemia adnata* (Kutz.) Breb. In Breb. Et God. *Pediastrum tetras* (Ehr.) Ralfs *Neidium iridis* (Ehr.) Cl., які формували біля 23% всієї біомаси субстрату.

Результати обчислень інформаційного різноманіття (індексу Шеннона) досліджуваних водойм за чисельністю і біомасою фітомікроперифітону показали доволі високі значення даного показника, які коливались в межах від 3,25 до 3,41 біт/екз (H_N) та 2,63 до 2,96 біт/екз (H_B) на кам'яних та рослинних субстратах відповідно.

Отримані дані свідчать про те, що досліджувана річка Льва та її притока Бунів характеризуються високим різноманіттям і високою вирівненістю фітомікроперифітону ($H > 2$). Дану закономірність можна пояснити значним видовим багатством альгофлори перифітону та, в значній більшості, полідомінантною структурою домінуючого комплексу.

На підставі узагальнення власних даних встановлено, що флора водоростей обростань дослідженої річки Льва та її притоки представлена 165 видами водоростей та внутрішньовидових таксонів. Із чотирьох відділів водоростей домінував один – *Bacillariophyta*. За таксономічним складом фітомікроперифітон даних водотоків можна віднести до типово помірних, що є характерним для транскордонних малих та середніх річок Українського кристалічного масиву.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Географічна енциклопедія України : у 3 т. / редкол.: О. М. Маринич (відповід. ред.) та ін. – К. : «Українська Радянська Енциклопедія» ім. М. П. Бажана, 1989–1993.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.

Управление трансграничным бассейном Днепра: суббассейн реки Припяти: монография / под ред. А. Г. Ободовского, А. П. Станкевича и С. А. Афанасьева. – К.: Кафедра, 2012. – 448 с.

Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / А.Г. Васенко, О.Н. Петренко, А.В. Климов и др. – К. : Академперіодика, 2002. – 301 с.

УДК 581.526.323(285.2):(477-25)

Д.П. ЛАРІОНОВА, О.А. ДАВИДОВ

Інститут гідробіології НАН України

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

МІКРОФІТОБЕНТОС ПРИРОДНОГО ВОДОТОКУ М. КИЄВА

Гідроекосистеми малих річок, що належать до територій міських агломерацій, зазнають суттєвого антропогенного тиску через зарегулювання, спрямлення русел, осушення, забруднення поверхневими та каналізаційними стоками, наявність несанкціонованих звалищ побутового і будівельного сміття, забудову в межах берегових ліній тощо. Окрім того, значна їх частина протікає у підземних колекторах та штучних руслах. Наслідком таких антропогенних впливів є порушення природних закономірностей функціонування екосистем водотоків.

До теперішнього часу дослідження мікрофітобентосу – важливого компоненту гідробіоти малих річок Києва не проводились. Метою даної роботи було вивчення видового складу, кількісних показників розвитку, домінуючого комплексу та структури мікрофітобентосу р. Горенка.

Проби мікрофітобентосу відбирали у весняно-осінній період 2014 р. мікробентометром МБ-ТЕ. Відбір та камеральне опрацювання проб проводили за загальноприйнятою методикою (Методи..., 2006). Таксономічна характеристика водоростей наведена у відповідності до класифікаційної системи, прийнятої у зведенні (*Algae of Ukraine...*, 2006–2011). У структурі мікрофітобентосу основні компоненти виділяли з урахуванням характеристик приуроченості водоростей до певних біотопів (*Водоросли. Справочник...*, 1989).

Річка Горенка розташована на північно-західній околиці м. Києва, координати витоку 50°32'56" N і 30°22'51" E. Довжина водотоку становить 12 км, ширина – 1,5-2,0 м, максимальна глибина – 1,0м, площа водозабору 56,0 км². Тип русла – слабо звивистий, з доволі крутими береговими схилами, швидкість течії – 0,1-0,2 м/с. Донні ґрунти представлені промитим, слабо замуленим та замуленим піском (Стецюк, 2001). У річку впадає притока – р. Котурка та численні струмки. На відміну від інших

водотоків міста р. Горенка протікає у природному руслі на поверхні, частково серед змішаного лісу, частково – через селище Горенка, впадає у р. Ірпінь та не каналізована (Вишневецький, 2013; Екологічний атлас Києва, 2006; Стецюк, 2001). Антропогенне навантаження на водотік проявляється у штучній зміні морфометричних характеристик (на руслі створено стави), рекреації, наявності транспортних шляхів місцевого значення та фрагментарної приватної забудови уздовж русла.

Усього за період досліджень мікрофітобентосу у р. Горенка виявлено 108 видів (119 в.в.т.) водоростей. Провідне місце за кількістю видових та внутрішньовидових таксонів належало відділу *Bacillariophyta* – 75 видів (79 в.в.т.), 69,4 % від загальної кількості видів, які формують мікрофітобентос водотоку. Роль інших відділів незначна: *Chlorophyta* – 19 видів (23 в.в.т.), 17,6 %, *Euglenophyta* – 6 видів, 5,5 %, *Суанопрокaryota* – 4 види, 3,7 %, *Charophyta* – 3 види, 2,7 %, *Chrysophyta* – 1 вид, 0,92 % відповідно. Сезонна динаміка видового багатства мікрофітобентосу вирізнялась літнім максимумом і визначалась переважно діатомовими – 60,0 % загальної кількості видів водоростей на дні.

Кількісні показники розвитку мікрофітобентосу водотоку характеризувались значною амплітудою коливань у межах 17,205-162,726 тис. кл/10 см² за чисельністю і 0,012-0,209 мг/10 см² за біомасою. Найбільші показники були зареєстровані у весняний період, провідна роль у їх формуванні належала діатомовим водоростям (95,3 %). Межі коливання чисельності у цей період складала 31,635-162,726 тис. кл/10 см² (у середньому 97,180 мг/10 см²), біомаси – 0,106-0,209 мг/10 см² (у середньому 0,157 мг/10 см²) відповідно. Восени спостерігались найнижчі показники як чисельності, так і біомаси – 17,205-44,511 тис. кл/10 см² (у середньому 30,858 мг/10 см²) та 0,012-0,060 мг/10 см² (у середньому 0,036 мг/10 см²) відповідно.

Домінуючий комплекс мікрофітобентосу протягом весняно-літнього періоду формували відділи *Bacillariophyta*, *Chlorophyta* та *Суанопрокaryota*. Весною як за чисельністю, так і біомасою домінували діатомові водорості – *Encyonema silesiacum* (Bleisch) D.G. Mann, *Hippodonta capitata* (Ehrenb.) Lange-Bert., D. Metzeltin et A. Witkowski, *Navicula tripunctata* (O.F. Müll.) Bory, *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunow) D. M. Williams et Round. Влітку ситуація змінювалась: за чисельністю, окрім *H. capitata*, домінував представник синьозелених – *Phormidium tenue* (Menegh.) Gomont, за біомасою – діатомові водорості: *Cumatopleura librile* (Ehrenb.) Pant., *H. capitata*, *Melosira varians* C. Agardh., *Navicula reinhardtii* (Grunow) Grunow, *N. tripunctata*, *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehrenb. Восени домінантами за чисельністю виявились діатомові – *Navicula capitatoradiata* H. Germ., *N. tripunctata*, синьозелені – *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. та зелені водорості – *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew, *Pediastrum duplex* Meyen., за біомасою – лише діатомові, а саме *Diatoma vulgare* Bory, *N. reinhardtii*, *N. tripunctata*, *Synedra ulna*.

У структурі мікрофітобентосу за видовим багатством типово бентосні форми (бентонти) складала 46,3 %. Таксономічні спектри видового складу бентонтів представлено відділами *Bacillariophyta* (55,0 %), *Суанопрокaryota* (50,0 %), *Charophyta* (33,3 %) та *Chlorophyta* (31,6 %).

Таким чином, дослідження показали, що видовий склад мікрофітобентосу р. Горенка досить різноманітний, провідну роль у його формуванні відіграють відділи *Bacillariophyta* та *Chlorophyta*, сезонна динаміка видового багатства мікрофітобентосу характеризується літнім максимумом. Встановлено, що кількісні показники розвитку мікрофітобентосу характеризуються значною амплітудою коливань, найбільші значення зафіксовані у весняний період. Показано, що домінуючий комплекс мікрофітобентосу формується представниками відділів *Bacillariophyta*, *Chlorophyta* та *Суанопрокaryota*. Визначено важливу роль резидентної альгофлори у структурі мікрофітобентосу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Вишневецький В.І. Малі річки Києва. – К.: Інтерпрес ЛТД, 2013. – 84 с.
- Водоросли. Справочник / С.П.Вассер, Н.Б.Кондратьєва, Н.П.Масюк и др. – Киев: Наук. думка, 1989. – 608 с.
- Екологічний атлас Києва. – К.: ТОВ «Агенство Інтермедіа», 2006. – 60 с.
- Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / [Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін.]; за ред. В.Д. Романенка. – НАН України, Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
- Стецюк В.В. Київ як екологічна система: природа-людина-виробництво-екологія / [В.В. Стецюк, С.П. Романчук, Ю.В. Щур та ін.]. – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2001. – 259 с.
- Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography / Ed. by P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Ganter Verlag, 2006-2011. (Vol. 1. Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta and Rhodophyta. – 2006. – 713 p.; Vol. 2. Bacillariophyta. – 2009. – 413 p.; Vol. 3. Chlorophyta. – 2011. – 511 p.)

УДК 57.063.7+574.587(282.243.7)(477+498)
А.В. ЛЯШЕНКО, К.С. ЗОРІНА-САХАРОВА
Інститут гідробіології НАН України
Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ВИДОВЕ БАГАТСТВО БЕНТОСНИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ ПОНИЗЗЯ ДУНАЮ В УКРАЇНІ ТА РУМУНІЇ*

Незважаючи на майже 200 річний період, від перших робіт і по сьогодні, відомості стосовно видового багатства бентосних безхребетних пониззя Дунаю доволі суперечливі. Ці організми характеризуються високим багатством таксонів різного рівня та їх різнонаповненістю видами, присутністю амфібійних організмів, ідентифікація яких зазвичай можлива лише на стадії імаго, наявністю низки таксонів, видове визначення яких потребує спеціального обладнання та фахівців високої кваліфікації, до того ж, в гідробіології, на відміну від зоології, визначення саме видової приналежності усіх організмів не є необхідним завданням переважної більшості досліджень. Можна стверджувати, що гідробіолог здебільшого працює з домінуючими (субдомінуючими) видами. Це призводить до публікацій переліків бентосних безхребетних з позначкою sp. не тільки після видової (родової) назви, але й після таксонів вищого рівня, які тоді представляють, як окремий вид, що суттєво викривляє загальну інформацію про видове багатство, вносить додаткову плутанину. Останнє створює певні обмеження щодо можливості зіставлення матеріалів різних авторів, встановлення загального видового багатства в його часовій динаміці, особливо зважаючи на зміни в систематиці, синоніміці назв тощо. Саме з такою ситуацією ми стикнулися при спробі узагальнюючого аналізу видового багатства бентосних безхребетних гирлової частини Дунаю. Наявність глибокої ретроспективи, докладних переліків видів різних років, укладених різними авторами, з одного боку сприяли виконанню поставленого завдання, з іншого, потребували уніфікації матеріалів. Тому, для вирішення означеної проблеми, нами був створений узагальнений перелік видів бентосних безхребетних за матеріалами найбільш відомих переліків та власними даними.

Матеріалами для досліджень стали як особисті збори макрофауни безхребетних за період з 1987 по 2018 рр., так і літературні свідоцтва, в яких наведені переліки видів макробезхребетних пониззя Дунаю в Україні та Румунії за різні періоди з 1946 по

1999 рр. (Марковский, 1955; Олівари, 1961; Зимбалевская, 1969; Поліщук, 1974; Мороз, 1973; Гидроэкология..., 1993; Биопродуктивность... 1990; Этингова, 2001; Біорізноманітність... 1999; Danube delta..., 2006).

Узагальнюючий перелік видів з відповідною синонімікою приведено до сучасної номенклатури на основі двох європейських електронних переліків Fauna Europaea (De Jong Y. et al.) та WoRMS (WoRMS Editorial Board, 2019).

Загальний список макробезхребетних пониззя Дунаю в межах України та Румунії становить 891 вид (кожний таксон вище видового рівня з позначкою sp. враховувався як один вид), які належать до двох підцарств та дев'яти типів тварин.

Підцарство Parazoa представлено 6 видами типу Porifera, інші макробезхребетні належали до підцарства Eumetazoa.

Тип Cnidaria становлять 8 таксонів (4 визначені на рівні виду, інші – на рівні родів та типу загалом).

В межах типу Bryozoa визначено 11 видів та один таксон на рівні роду.

Тип Platyhelminthes представлений трьома родами і 1 видом *Dendrocoelum lacteum* (Müller).

З типу Entoprocta зареєстровано єдиний вид *Urnatella gracilis* Leydig.

Тип Mollusca представлений 124 видами, з яких Bivalvia – 48, а Gastropoda – 76 видів. Більшість молюсків належить до прісноводних форм, також присутні понто-каспійські олігогалінні та морські (борео-атлантичні) види.

Серед кільчастих черв'яків Annelida клас Arphanoneura представлений 2, клас Polychaeta – 20 та клас Clitellata – 126 видами. В межах останнього найбільшим багатством відрізняються Oligochaeta – 107 видів, Branchiobdellea представлені 2 таксонами, а Hirudinea – 17 видами.

Тип Arthropoda включає три підтипи. Підтип Chelicerata представлений єдиним класом Arachnida, в рамках якого до виду ідентифіковано *Limnesia fulgida* Koch, інші кліщі (Acari) та павуки (Araneae) відзначені як sp.

Підтип Ракоподібні (Crustacea) в пониззі Дунаю – одна з основних груп макробезхребетних, представлений 5 рядами класу вищих раків Malacostraca та 1 рядом класу Hexanauplia з єдиним представником *Amphibalanus improvisus* (Darwin). Ряд Decapoda представлений 1 видом прісноводних понто-каспійських раків (*Pontastacus leptodactylus* (Eschscholtz)) та 11 видами морських ракоподібних (краби, креветки та морські раки). Ряд Mysida представлений 18 видами з морської та понто-каспійської фаун. Найбільш багатим рядом є Amphipoda (63 види), де зареєстровано представників 8 родин. Родини Talitridae, Ampeliscidae, Bathyporeiidae, Crangonyctidae та Dexaminiidae загалом включають 6 типових морських видів, родину Niphargiidae складають 2 види палеозойських реліктів, Corophiidae включає 13 видів, з яких 7 (р. *Chelicorophium*) належать до понто-каспійського комплексу, а 6 – типові морські форми, Gammaridae містить 42 види (5 морської та 37 понто-каспійської фаун). Ряд Isopoda представлений 8 видами, 6 з яких – мешканці солонуватоводних заток, *Asellus* (*Asellus*) *aquaticus* (Linnaeus) – типовий вид прісноводних водойм, а *Jaera* (*Jaera*) *sarsi* Valkanov – водотоків. Ряд Cumacea становлять 14 видів, з яких 3 – морські, а інші – представники понто-каспійської фауни.

Підтип Нехарода представлений двома класами: Entognatha включає одного представника – *Podura aquatica* Linnæus, а Insecta включає дев'ять рядів, це найбагатший клас макробезхребетних пониззя р. Дунай.

Ряд Odonata налічує 45 видів з двох підрядів: Anisoptera (22 видів) та Zygoptera (23 види).

Ряд Ephemeroptera представлений 23 видами. Найбагатшими є роди Caenis та Heptagenia, представники родів Oligoneuriella, Palingenia, Serratella, Electrogena та Ephoron були зареєстровані лише в минулому столітті.

Ряд Coleoptera – другий за видовим багатством серед комах – містить 114 таксонів, багато з яких визначено лише до роду або родини. Серед знайдених родин значним видовим багатством відрізняються Dytiscidae та Hydrophilidae (38 та 33 види відповідно). З родин Gyridae та Hydraenidae зареєстровано по 7 видів, з Chrysomelidae – 6 видів, а з Haliplidae – 4 види. Інші родини представлені 1–2 видами.

Ряд Hemiptera представлений 24 видами, з яких 11 належить до родини Corixidae.

Ряд Trichoptera включає 59 видів з трьох підрядів та 10 родин. Серед Integripalpia найбільш багато представлені родини Limnephilidae та Leptoceridae. Серед Annulipalpia типовими в пониззі Дунаю є представники Ecnomidae, Hydropsychidae та Polycentropodidae. Третій підряд Spicripalpia за кількістю видів – найменший, представлений двома родинами – Hydroptilidae та Glossosomatidae.

Водні личинки Lepidoptera представлені 4 видами, часто до виду не визначаються і наводяться у переліках як Lepidoptera sp.

По одному виду визначено в рядах Megaloptera (*Sialis lutaria* F.) та Neuroptera (*Sisyra nigra* (Retzius)).

Найбагатший ряд комах – двокрилі Diptera – містить 196 видів з 15 родин, але детально при гідробіологічних дослідженнях ідентифікують лише представників родини Chironomidae (148 видів). В межах ще двох родин (Ceratopogonidae та Culicidae) визначення організмів відбувається переважно до рівня роду, а всіх інших двокрилих, як правило, встановлюють на рівні родин. В родині Chironomidae найбільше видів зареєстровано з підродина Chironominae – 75, з якої масово розповсюджені представники родів *Chironomus*, *Cladotanytarsus*, *Dicrotendipes*, *Endochironomus*, *Glyptotendipes*, *Parachironomus*, *Paratanytarsus*, *Polypedilum* та *Tanytarsus*. Серед 52 видів Orthoclaadiinae типовими представниками макрофауни пониззя Дунаю є види родів *Cricotopus*, *Psectrocladius*, *Corynoneura*, *Hydrobaenus*, *Orthocladus* та *Eukiefferiella*. Tanypodinae знайдено 18 видів з родів *Ablabesmyia*, *Anatopynia*, *Clinotanypus*, *Labrundinia*, *Monopelopia*, *Procladius*, *Psectrotanypus*, *Tanypus* та *Zavrelimyia*.

Представники типу Eumetazoa Nematelminthes, як правило, до виду не визначаються і зазначені в переліках як Nematoda sp.

Загалом отримані матеріали щодо складу бентосних безхребетних гирлової ділянки Дунаю, на нашу думку, підтверджують її оцінки, як однієї з найбагатших акваторій Європи. Унікальні умови природного та антропогенного характеру забезпечили збереження тут виняткового біотопічного різноманіття, відносну непорушність екосистем, що в свою чергу надало можливість існування не тільки звичайних, широко поширених, але і рідкісних, ендемічних та реліктових видів.

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230), держ. реєстр. № 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Марковский Ю.М. Фауна беспозвоночных низовьев рек Украины, условия ее обитания и пути использования. Часть III. Водоемы Килийской дельты Дуная. – К.: Изд-во АН УССР, 1955. – 270 с.

Оливари Г.А. Зообентос придунайских водоемов / Дунай и придунайские водоемы в пределах Украины. – К.: Изд-во АН УССР, 1961. – с. 264-273.

Зимбалева Л.Н. Распределение беспозвоночных в зарослях высшей водной растительности Килийской дельты Дуная // Лимнологические исследования Дуная. – К.: Наук. думка, 1969. – С. 337-345.

Поліщук В.В. Гідрофауна пониззя Дунаю в межах України. – Київ: Наук. думка, 1974. – 420 с.

Мороз Т.Г. Макрозообентос лиманов и низовьев рек северо-западного Причерноморья. – К.: Наук. думка. – 1993. – 188 с.

Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов / Т.А. Харченко, В.М. Тимченко, А.А. Ковальчук и др. – К.: Наук. думка, 1993. – 328 с.

Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения / Харченко Т.А., Тимченко В.М., Иванов А.И. и др. – К.: Наук. думка. – 1990. – 276 с.

Этингова А.А. Структурно-функциональная характеристика сообществ фитофильных беспозвоночных Килийской дельты Дуная // Гидробиол. журн. – 2001. – 37, № 5. – С. 28-38.;

Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління / Під ред. Ю.Р. Шеляга-Сосонка – К.: Наук. думка, 1999. – 704 с.

Danube delta. Genesis and Biodiversity. – Leiden. – 2006. – Backhuys Publishers. – 445 pp.

De Jong Y. et al. Fauna Europaea - all European animal species on the web // Biodiversity Data Journal. – 2014. – 2: e4034.

WoRMS Editorial Board. World Register of Marine Species. – 2019. – Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2019-09-25.

УДК 574.58+591.5(282.243.7)

А.В. ЛЯШЕНКО, К.Є. ЗОРИНА-САХАРОВА

Інститут гідробіології НАН України

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

КРАЙОВІ ЕФЕКТИ В ПЕРЕХІДНИХ (КОНТАКТНИХ) ЗОНАХ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ*

В сучасній екології крайовий ефект розглядають як збільшення в перехідній зоні контактуючих екосистем трьох показників (видового багатства, чисельності (щільності) видів та продуктивності) (Одум, 1986; Дедю, 1989; Ильминских, 2012; Role..., 1989; Астахов, 2008; Khamcha at. al., 2018; Krishna, 2009; Харченко, 1991; Гидроэкология..., 2015). Хоча загалом крайовий ефект достатньо добре вивчений (Ries at al., 2004; Гидроэкология..., 2015), багато питань лишаються нез'ясованими, зокрема необхідність та достатність умов його виникнення, рівень контактуючих систем на якому спостерігається його прояв (популяції, угруповання, біоценози та екосистеми), кількісні критерії виникнення крайового ефекту тощо. На їх з'ясування й спрямована ця робота.

Зважаючи на локалізацію крайового ефекту в зоні взаємодії контактуючих систем виникає необхідність визначення їх границь, завдання само по собі досить складне, особливо в континентальній гідробіології (Алимов 2000, Остроумов 2003, Ostroumov at. al., 2000; Ляшенко, Зоріна-Сахарова, 2019). Межі наземних систем у багатьох випадках визначають на основі візуального аналізу за макрооб'єктами, ландшафтним елементами, зрозумілими біотопами, проте в гідробіології, де безліч водних об'єктів характеризуються високою мутністю, виникають додаткові труднощі, пов'язані з неможливістю безпосереднього огляду водної товщі і дна. В той же час, існують водні об'єкти, які добре ідентифікуються, мають доволі чіткі власні границі та зрозумілі перехідні зони.

В дельті Дунаю ми визначаємо контактні зони різного рівня, найвищим поміж яких, на нашу думку, є класичний екотон екосистем ріки і моря, який власне й визначається за обов'язковою наявністю крайового ефекту. В самій дельті, всередині екотону, існує мережа різноманітних водойм та водотоків, які пов'язані або переходять один в інший, створюючи сукупність перехідних зон на рівні контактуючих водних

об'єктів та їх населення, тобто гідробіоценозів (рукав-затока, рукав-озеро, ерик-затока, рукав-рукав, озеро-озеро, рукав-море і таке інше). Наступний рівень контактних зон спостерігаємо в межах одного водного об'єкту при зміні біотопів – це переходи між заростями та чистоводдям, типами донних відкладів, водної товщі, обростань твердих субстратів тощо – це рівень гідробіологічних угруповань зоопланктону, фітопланктону, макрозообентосу, фітофільної макрофауни та їх комбінації наприклад, взаємодія зообентосу заростей та чистоводдя, зоопланктону повітряно-водних рослин та занурених макрофітів тощо.

Нами були досліджені показники видового багатства та біомаси в межах одного водного об'єкту на рівні біотопів (перехід різних типів заростей) в угрупованнях макрозообентосу, фітофільної макрофауни та зоопланктону; на рівні водних об'єктів (зона контакту двох прісноводних озер, водотоку та прісноводної затоки і водотоку та солонуватоводної затоки); а також зміни видового багатства макрофауни безхребетних від річкової ділянки (витоки рукавів) через морський край дельти (гирла рукавів та затоки) до передгирлового узмор'я та в межах уздовж трансекти ріка–дельта–море. Критерієм виникнення крайового ефекту вважалось збільшення структурних показників в перехідній зоні.

В зоні контакту повітряно-водних та занурених рослин відмічене збільшення видового багатства зоопланктону, фітофільної фауни та безхребетних перехідної зони загалом, а також біомаси для всіх досліджених біотичних угруповань. В зоні контакту рослин з плаваючим листям та занурених рослин зареєстровано максимуми для видового багатства зообентосу, фітофільної фауни та безхребетних перехідної зони загалом, а також біомаси зоопланктону та фітофільної фауни. Найменша кількість максимальних значень структурних показників в зонах контакту різнотипних заростей характерна для макрозообентосу (лише 25% від всіх проаналізованих випадків), для зоопланктону цей показник значно більший (75%), а для фітофільної фауни підвищення видового багатства та біомаси в зоні контакту спостерігалось у 100% випадків.

В зонах впадіння різнотипних водотоків в прісноводні водойми зареєстровано збільшення лише видового багатства зоопланктону, а для угруповань макрозообентосу, фітофільної фауни безхребетних та угруповань перехідної зони загалом зростання показників не зареєстровано.

В зоні контакту двох прісноводних озер відмічене лише збільшення біомаси макрозообентосу, для видового багатства інших угруповань та угруповань перехідної зони загалом зростання показників не зареєстровано. В зоні контакту рукава та солонуватоводної затоки не було зареєстровано збільшення значень жодного з показників як на рівні окремих угруповань, так і їх сукупності.

Аналіз динаміки видового багатства макробезхребетних від витоків рукавів (річкова прісноводна ділянка) крізь перехідну зону перемінної солоності (впадіння рукавів в прибережні затоки та море) і далі на передгирловому узмор'ї (зона переважно морської солоності) показав, що максимальною кількістю видів характеризуються перехідні акваторії морського краю дельти, акваторії змішання прісних та морських вод.

Аналіз динаміки видового багатства на рівні масштабних екосистем ріка–дельта–море, виконаний як за матеріалами власних багаторічних спостережень, так і за свідоцтвами міжнародних обстежень (JDS1, 2002; JDS2, 2008) та літературними джерелами (Северо-Западная часть..., 2006) показав збільшення загального видового багатства безхребетних дельти у порівнянні з видовим багатством нижньої частини Дунаю та моря у 1,6 та 1,4 рази відповідно.

Аналіз видового складу безхребетних всіх вищеописаних варіантів взаємодії показав наявність в зонах контакту специфічного комплексу видів, присутніх тільки в перехідній зоні і не зафіксованих в контактуючих системах. Їх представленість в макрофауні безхребетних зони змішаних типів заростей складає 14-24%, в зоні контакту різних водних об'єктів – 11-18%, на морському краю дельти – 26%, а в дельті

– 27%. Ці види зареєстровані при будь-яких варіантах контакту, для всіх рівнів контактуючих систем, крайовий ефект (як максимальне видове багатство в перехідній зоні) спостерігався при перевищенні цих видів 20% порогу від загального видового багатства безхребетних.

Таким чином, крайовий ефект за нашими результатами, проявляється не у всіх випадках. Різні біотичні угруповання можуть по-різному реагувати при переході від одного водного об'єкта до іншого, прояв крайового ефекту в перехідній зоні залежить від сукупності змін характеристик окремих спільнот, тому виникає не завжди. Крім того, певна кількість організмів пасивно переноситься течіями, морськими хвильовими потоками з одних біотопів в інші, спостерігається явище взаємопроникнення угруповань та гідробіоценозів, що суттєво ускладнює визначення меж взаємодіючих систем та перехідних зон поміж ними (Ляшенко, Зоріна-Сахарова, 2019; Kharchenko, Але загалом відсутність крайового ефекту в окремих випадках, на що вказував Ю.Одум б) і що підтвердили наші дослідження, на рівнях угруповань та гідробіоценозів ні яким чином не суперечить існування класичного екотону дельти “ріка–море”. Важливим фактором, що зумовлює виникнення крайового ефекту є досягнення в перехідних зонах контактуючих систем певного рівня існування специфічних видів (за нашими даними порядку 20%).

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230), держ. реєстр. № 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. – Санкт-Петербург: Наука, 2000. –147 с.

Гидроэкология устьевых областей притоков равнинного водохранилища / ред. А. В. Крылов; Ин-т биологии внутр. вод им. И.Д. Папанина РАН. – Ярославль : Филлигрань, 2015. – 466 с.

Дедю И. И. Экологический энциклопедический словарь/ Предисл. В. Д. Федорова. — Кишинев: Гл. ред. Молд. сов. энцикл., 1990. — 406 с.

Ильминских Н.Г. Полевая парадигма концепции экотона // Тобольск научный-2012: Материалы IX Всероссийской (с Международным участием) научн.-практ. конф. (Тобольск, Россия, 9–10 ноября 2012 г.). – Тюмень 2012. – С. 93–96.

Ляшенко А.В., Зоріна-Сахарова К.Є., Гулейкова Л.В., Погорелова М.С. Особливості структурно-функціональних характеристик контактуючих гідробіоценозів // Гидробиол. журн. – 2019. – Т. 55, № 5. – С. 3–23.

Одум Ю. Экология. – М.: Мир, 1986. – Т. 2. – 376 с.

Остроумов С.А. Концепции экологии "экосистема", "биогеоценоз", "границы экосистем": поиск новых определений // Вестник МГУ. – 2003. – Серия 16. Биология, № 3. – С.43-50.

Северо-Западная часть Черного моря: биология и экология / Под. ред. Ю.П.Зайцева, Б.Г.Александрова, Г.Г.Миничевой. – К.: Наук. думка, 2006. – 633 с.

Харченко Т.А. Концепция экотонів в гидробиологии // Гидробиол. журн. – 1991. – Т. 27, № 4. – С. 3–9.

Joint Danube Survey 2. Final scientific report. - ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River, 2008. – <http://www.danubesurvey.org>

Joint Danube Survey. Technical report of the International commission for the protection of the Danube River. – ICPDR, 2002. – <http://www.icpdr.org>

Kharchenko T. A., Lyashenko A.V. Structural and Functional Parameters of Macrozoobenthos of Water Ecotones and Indicators of the Ecotone Boundaries // Hydrobiological Journal. – 1998. – v. 34, I 2-3. – P.: 111-119.

Khamcha, D., Corlett, R.T., Powell, L.A. et al. Road induced edge effects on a forest bird community in tropical Asia // *Avian Res.* –2018. – V. 9: 20.

Krishna, B. The Forest Ecotone Effect on Species Richness in an Arid Trans-Himalayan Landscape of Nepal / B. Krishna // *Folia Geobotanica.* – 2009. – Vol. 44. – № 3. – P. 247-262.

Lyashenko A. V., Zorina-Sakharova Ye. Ye. Macroinvertebrates of the Marine Edge and Fore-delta of the Kiliya Branch of the Danube River Delta // *Hydrobiological Journal.* – 2015. – v. 51, i. 2. – P.: 3-20.

Ostroumov S.A., Dodson S., Hamilton D., Peterson S., Wetzel R.G. Medium-term and long-term priorities in ecological studies for the 21-st century. // *Aquatic Ecosystems and Organisms. Ecological Studies, Hazards and Solutions.* – 2000. – V. 3. – Moscow: MAX Press, P.25-27.

Ries L., Fletcher R. J., Battin J., Sisk T. D. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained // *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* – 2004. V.35. – p.: 491–522.

УДК 556.53:574.5 (282.247.31)

О.М. МИРОНЮК, Ф.П. ТКАЧЕНКО

Одеський національний університет імені І. І. Мечникова,
вул. Дворянська, 2, Одеса 65082, Україна

СТАН ФІТОБЕНТОСУ МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я ЯК ВІДОБРАЖЕННЯ ЇХ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ

Малі річки мають велике значення у господарській діяльності людини, а також у формуванні водного режиму більш крупних рік і лиманів. Вивчення біотичного компоненту цих водойм має першочергове значення для визначення їх екологічного стану і збереження. Річкова мережа північно-західного Причорномор'я (ПЗП) належить басейнам Чорного моря, Дністра і Південному Бугу. Тут нараховується біля 200 річок довжиною понад 10 км. Гідробіологічний режим цих річок повністю визначається місцевими фізико-географічними умовами. Більшість з них у літній період пересихають на декілька місяців, а в посушливі роки – і на декілька сезонів (Швебс и др., 2003).

Метою цієї роботи було вивчення сучасного стану фітобентосу найбільш крупних малих річок досліджуваного регіону.

Об'єктами дослідження були такі малі річки ПЗП як Когильник, Чага, Сарата, Хаджидер, Кучурган, Ягорлик, Барабой, Великий Куяльник, Малий Куяльник, Кодима, Тилігул, Царегол і Чічіклея. Проби відбирали на різних субстратах (намул, камінь, пісок, бетонні конструкції, водорості-макрофіти і вищі водні рослини), у відповідності з загально визначеними методиками (Водоросли..., 1989) посезонно у 43 пунктах у вегетаційні періоди 2010–2017 рр. маршрутним методом. За цей час було здійснено 75 експедиційних виїздів і зібрано біля 955 проб фітобентосу. Водорості визначали як на тимчасових, так і на постійних препаратах. Всього було виготовлено 108 постійних препаратів. Ідентифікацію водоростей проводили за відомими визначниками. Клас і категорію якості водного середовища визначали за (Романенко и др., 2001).

Всього проведеними дослідженнями у малих річках ПЗП виявлено 340 видів водоростей. які входили до складу 9 відділів, 14 класів, 32 порядків, 57 родин і 104 родів. У складі водоростей домінували представники Bacillariophyta (136 видів), далі йшли Cyanoprokaryota – 61, Chlorophyta – 58, Charophyta – 36, Euglenophyta – 35. Ochrophyta (Chrysophyceae) – 8, Ochrophyta (Xanthophyceae) – 4, Dinophyta і Rhodophyta – по 1 виду.

Для ряду досліджуваних водотоків (річки Царегол, Чага, Малий Куяльник) відомості про їх альгофлору наведені вперше. Новими знахідками для річок ПЗП були

наступні види водоростей: *Peranema pleururum* Skuja, *Phacus platyaulax* Pochmann, *Ph. pyrnum* (Ehrenberg) W. Archer, *Euglena obtusa* F. Schmitz. Вид *Spirulina flavovirens* Wislouch, знайдений у річці Когильник, виявився рідкісним для України (друге місцезнаходження).

У складі виявлених нами видів водоростей 193 – були індикаторами сапробності (Миرونюк и др., 2013), серед них переважало мезосапробне угруповання (156 видів). Серед них 82 види відносилися до β -мезосапробної групи, 23 – α -мезосапробної, 21 – β - α - мезосапробної, 26 – α - β -мезосапробної, 4 – α - β -мезосапробної. Олігосапроби нараховували 22 види, α - β -сапроби – 4, полісапроби – 5, α -полісапроби – 2, ізосапроби, метасапроби, ксеносапроби и β - γ -сапроби – по 1.

Видів-індикаторів активної реакції середовища (рН) було виявлено 128 з переважанням алкаліфілів (80 або 62,5 %) і індіферентів (43 и 33,6 %). Число ацидофілів було мінімальним – 5 видів (3,9 %).

Індикаторами рівня галобності вод було 183 види водоростей. Найбільш численними серед них були індіференти – 90 видів (49,1 % від загального числа видів галобної групи). Мезогалоби були представлені 44 видами (25 %), полігалоби – 20 (10,1 %) і галофіли – 29 (15,8 %).

Нами розраховані величини індексу сапробності для кожної ріки: для Сарати цей показник дорівнював 2,13, Когильника – 2,20, Чаги – 2,02, Барабою – 1,93, Кучургана – 2,19, Малого Куяльника – 2,26, Великого Куяльника – 2,24, Тилігула – 2,14, Царегола – 2,28, Кодими – 2,35, Чічклеи – 2,08. Отримані результати свідчать про те, що води досліджуваних водойм відносяться до β -мезосапробних з невеликим ухилом в сторону α – мезосапробних, тобто вони середньо забруднені.

Географічне поширення відомо для 62,3 % виявлених нами видів водоростей. Серед них 135 видів відносилися до космополітів, а 77 – до бореальних.

Показником досить напруженого екологічного стану досліджуваних річок була присутність у них значного числа синьозелених водоростей, які частіше всього зустрічалися в зарегульованих ділянках русел, в умовах уповільненого водообміну.

Так як спільних видів у всіх досліджуваних водоймах було виявлено лише 12, то і їхня індивідуальна флористична подібність (за коефіцієнтом Серенсена – Чекановського) виявилися невисокою. Для річок басейну Дністра цей показник дорівнював 27 %, басейну Чорного моря (лиманів) – 10 % і басейну Південного Бугу – 25 %.

Дослідження малих річок ПЗП показало, що спільною і найбільш типовою рисою втручання людини у їх функціонування було проведення меліоративних робіт по випрямленню русел і побудова на них водосховищ та ставків. Ці штучні водойми перехоплюють біля 40 % природного стоку малих річок, а ще від 20 до 40 % їх водних ресурсів використовується безпосередньо для господарських потреб. Результатом такої діяльності стало заростання основного русла річок вищою водною рослинністю, їх заболочення і пересихання. В цілому інтенсивне водокористування призвело до виснаження і погіршення якості водних ресурсів малих річок. Вивчення гідрохімічних особливостей вод цих водойм ПЗП підтвердило відомі для них загальні закономірності. Зокрема, в малих річках степової зони ПЗП переважають сульфатно-хлоридно-натрієві води змішаного катіонного складу. Їх мінералізація, за нашими спостереженнями, знаходилася в межах від 700 до 5550 мг/дм³. За цим показником вода річок Сарата і Чічклея відносилися до V класу 7 категорії якості (дуже погані, дуже забруднені), у ріках Чага, Когильник і Царегол – до III класу 4, 5 категорії (задовільні, слабо забруднені). В інших річках регіону вода відповідала I, II класам 1-3 категорії (добра, достатньо чиста).

Таким чином, виявлені нами особливості флористичного і екологічного складу водоростей малих річок ПЗП віддзеркалюють сучасний стан цих водойм і будуть слугувати віхою в їх екологічному моніторингу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Водоросли. Справочник. /Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др.– К.: Наук. думка, 1989. – 608 с.

Миронюк А.Н., Ткаченко Ф.П. Состав водорослей-индикаторов малых рек северо-западного Причерноморья// Вісник ХНАУ. Серія біологія. – 2013. – вип. 2 (29). – С. 93-102.

Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. – К.: ВПОЛ, 2001. – 48 с.

Швебс Г.І., Ігошин М.І. Каталог річок і водойм України. – Одеса: Астропринт, 2003. – 390 с.

УДК 574.522:(282.247.32)

Г.М. МІНАЄВА¹, Є.І. КОРЖОВ^{1,2}

¹ Херсонська гідробіологічна станція НАН України,
вул. М. Фортус, 87, Херсон 73000, Україна

² НПП «Нижньодніпровський»,
вул. Університетська, 136-а, Херсон 73000, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ФІТОПЛАНКТОНУ АНТРОПОГЕННО ЗАБРУДНЕНОЇ РІЧКИ ВІРЬОВЧИНА В МЕЖАХ М. ХЕРСОН

Річка Вірьовчина є першою правою притокою рукава Кошової та входить до господарського комплексу міста Херсон. Починаючи з 40-х років минулого століття русло річки знаходилось під значним антропогенним навантаженням. Найбільш несприятливим був вплив асфальтового і нафтопереробного заводів, антропогенних стоків з житлової та промислової частини міста, стічних вод очисних споруд та інших об'єктів, розташованих на водозборі річки. Процеси надходження і накопичення забруднювальних речовин в заплаві річки тривали впродовж багатьох десятиліть (Коржов, 2011; Науково-практичні..., 2018; Мінаєва, 2019). У нинішній час, внаслідок зменшення активної діяльності заводів, поліпшення методів очищення стічних вод та інших факторів, антропогенний вплив на акваторію річки в рази зменшилася, проте не припинився повністю (Тімченко, 2012; Коржов, 2013; Коржов, 2015; Тімченко, 2015; Timchenko, 2015; Коржов, 2017; Korzhov, 2018).

Стік р. Вірьовчини формується зі скидів вод каналізаційної насосної станції КНС №4, розташованої в районі міського звалища (на північ від мкрн. Північний) та стічних вод очисних споруд м. Херсон, що знаходяться ближче до гирла річки в районі сел. Куйбишеве. В результаті тривалого надходження забруднювальних речовин до ложа річки, значна їх частина накопичилась в донних відкладах, представлених в нинішній час мулом із значним шаром детриту. Потужність мулів на гирловій ділянці становить 0,5–0,6 м, місцями збільшуючись до 0,8–1,0 м. Процеси розпаду органічних сполук у шарі мулів сприяють виділенню сірководню, підсилюють процес надходження забруднювальних речовин з мулу у водне середовище (Коржов, 2010; Тімченко, 2011; Коржов, 2014; Коржов, 2018; Науково-практичні..., 2018). Такі умови формують у водних масах р. Вірьовчина альгофлору, яка має свої характерні особливості.

Основною метою дослідження є встановлення особливостей формування фітопланктонних угруповань у малих річках Півдня України, що знаходяться під значним антропогенним навантаженням. Спостереження за розвитком фітопланктону в р. Вірьовчині проводили у вегетаційні періоди 2002–2005, 2013–2015 рр. та 2017 р. Загалом зібрано та оброблено 45 проб планктону.

Дослідження проведені у сучасний період показали, що флора водоростей річки нараховує 274 види, що представлені 308 внутрішньовидовими таксонами, включаючи номенклатурний тип виду, котрі відносяться до 8 відділів, 15 класів, 32 порядків, 124 родів. Основна роль в формуванні таксономічної структури фітопланктону належить водоростям відділів Bacillariophyta (31% загальної кількості виявлених в водотоці водоростей), Chlorophyta (29%), Euglenophyta (17%), Cyanophyta (14%). Таким чином встановлено, що в сучасний період, як 80-ті роки минулого століття, в флористичному спектрі зберігається домінування діатомових водоростей (Мінаєва, 2019).

Питоме видове багатство річки в середньому складає 24 види і внутрішньовидові таксони (ввт). В весняному планктоні р. Вирьовчина виявлено 118 ввт, в літньому – 196 ввт, в осінньому – 125 ввт.

Середні показники кількісного розвитку фітопланктону в дослідженому водотоці складала: чисельність – 7,1 млн. кл/дм³, біомаса – 3,674 г/м³, що в 5–8 разів перевищує аналогічні величини кінця 80-х років минулого століття (Мінаєва, 2019).

Не зважаючи на зниження антропогенного впливу на акваторію р. Вирьовчиної в останні роки, процеси забруднення водних мас продовжується. Про це свідчить видове багатство евгленової флори значна кількість представників якої види-індикатори α -р-сапробних (брудних) вод. Серед них найбільш часто зустрічаються: *Euglena caudata* Hubn., *Astasia klebsii* Lemm., *Lepocinclis ovum* (Ehr.) Lemm., а також ті, що рідко зустрічаються в водоймах нижнього Дніпра *Notosolenus apocamptus* Stokes, *Petalomonas pusilla* Skuja, *Urceolus cyclostomus* (Stein) Mereschk.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Коржов Є.І. Антропогенний вплив на екосистему пониззя Дніпра та можливі шляхи його послаблення // Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. – 2015. – Вип. 267. – С. 102-108.

Коржов Є.І., Самойленко Л.М., Жур А.М. Вплив прозорості води на кількісні показники зоопланктону водойм пониззя Дніпра // Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології : Мат. 6-ої Всеукр. наук. конф. з міжнар. участю (Дніпропетровськ, 20-22 травня 2014 р.). – Дніпропетровськ. – 2014. С.148–150.

Коржов Є.І. Зовнішній водообмін руслової та озерної систем пониззя Дніпра в сучасний період // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т. 2(29). – С. 37–45.

Коржов Є.І., Мінаєва Г.М. Вплив режиму течій на кількісні показники фітопланктону мілководних водойм пониззя Дніпра / Є.І. Коржов, // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К.: Обрії. – 2014. – Том 2(33). – С. 61–65.

Коржов Є.І. Особливості впливу зовнішнього водообміну на гідрохімічний режим заплавлених водойм пониззя Дніпра / Є.І. Коржов, А.М. Кучерява // Гидробиол. журн. – 54, №4. – 2018. – С. 112-120.

Коржов Е.И. Некоторые экологически значимые аспекты водного режима Нижнего Днепра // Наукові читання присвячені Дню науки. Вип. 3: Зб. наук. пр. – 2010. – С.4-9.

Коржов Е.И. Современная гидрографическая характеристика низовья Днепра // Наукові читання присвячені Дню науки. Вип.4: Зб. наук. пр. – 2011. – С. 4–17.

Мінаєва Г.М., Коржов Є.І. Фітопланктон антропогенно забрудненої річки // Природничий альманах. Біологічні науки. – 2019. – вип. 26. – С. 111–121.

Науково-практичні рекомендації щодо покращення екологічного стану слабопроточних водойм пониззя Дніпра / С.В. Овечко, Є.І. Коржов, В.Л. Гільман. – Херсон, 2015. – 28 с.

Науково-практичні рекомендації щодо покращення стану водних екосистем гирлової ділянки Дніпра шляхом регулювання їх зовнішнього водообміну / Є.І. Коржов. – Херсон, 2018. – 52 с.

Тімченко В.М., Гільман В.Л., Коржов Є.І. Гідрологічні засади поліпшення стану екосистеми пониззя Дніпра // Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы решений: Тез. доп., Херсон, 2012. – С. 9–12.

Тімченко В.М., Коржов Е.И., Гуляева О.А., Дараган С.В. Динамика экологически значимых элементов гидрологического режима низовья Днепра // Гидробиол. журн. – 2015. – 51, №4. – С. 81-90.

Тімченко В.М., Коржов Є.І. Сучасні попуски Каховської ГЕС як фактор погіршення стану екосистеми Нижнього Дніпра // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія: Мат. 5-ої всеукр. наук. конф. (Чернівці, 22-24 вересня 2011 р.). – Чернівці: Чернівецький нац. ун-т, 2011. – С.257-259.

Korzhov Ye.I., Kucheriava A.M. Peculiarities of External Water Exchange Impact on Hydrochemical Regime of the Floodland Water Bodies of the Lower Dnieper Section // Hydrobiological Journal – Begell House (United States). Vol. 54, Issue 6, 2018. – P. 104-113.

Timchenko V.M., Korzhov Y.I., Guliyayeva O.A., Batog S.V. Dynamics of Environmentally Significant Elements of Hydrological Regime of the Lower Dnieper Section // Hydrobiological Journal. – 2015. – Vol. 51, Issue 6. – P. 75-83.

УДК: 504.064.3(262.5: 1–16)

Г.Г. МІНІЧЕВА, Є.В. СОКОЛОВ

ДУ «Інститут морської біології НАН України»,

Пушкінська, 37, Одеса 65011, Україна

ПІДХОДИ ДО ФОТОТРОФНОГО ЗОНУВАННЯ УКРАЇНСЬКОГО СЕКТОРА ЧОРНОГО МОРЯ

Класифікація бенталі в океанології зводиться до наступних структурних підрозділів: шельф (сублітораль), батиаль (материковий схил), абісаль (океанічне ложе), ультраабісаль або хадаць (Hedgpeth, 1957; Briggs, 1995).

В межах вертикальних зон також виділяють поверхи, сходи (Петров, 1999). Аналіз літератури показує, що єдиної схеми ступінчастого зонування бенталі немає. У свою чергу зонування шельфу (субліторалі) по мірі освітленості, геоморфології, гідродинаміки і пов'язаних з ними структури донних біоценозів підрозділяють на:

-*інфралітораль* (від 0,1 до 15-20 м), тягнеться до межі поширення фотофільної рослинності (Жирков, 2010), найчастіше за межу інфраліторалі приймають глибини проникнення квіткових рослин (Peres, 1961);

-*циркалітораль* – горизонт з низькою освітленістю тягнеться до нижньої межі сциафільної рослинності – фіталі (Жирков, 2010; Drew, 1983);

-*елітораль* – зона, що розташована нижче за максимальні глибини поширення рослинності (Калайда, 2013; Петров, 1999).

Геоморфологічна будова батиалі та пов'язана з нею крутизна схилу, характер акумулятивності донних опадів може обумовлювати дві або три ступені батиалі (Петров, 1999). Нижню частину батиалі, що має найбільший акумулятивний характер і найменший ухил в результаті седиментації опадів прийнято називати континентальним підніжжям (Peter Castro et al, 2003).

У свою чергу зонування субліторалі Чорного моря ґрунтується не лише на геоморфологічних властивостях, але і на фототрофній ландшафтно-біоценотичній структурі. Ярусне зонування може бути засноване на геоботанічних розрізах і за глибинними горизонтами, які є індикаторами біоценотичних комплексів. Такий підхід передбачає виділення вертикальних ярусів субліторалі за глибинами проникнення угруповань макрофітів.

Метою цієї роботи є геоінформаційне зонування українського сектора Чорного моря з використанням літературних відомостей щодо підводних горизонтів поширення водної рослинності і дистанційних даних зондування: цифрові моделі батиметрії (ETOPO2, GEBCO); цифрові растри розподілу фотосинтетично-активної радіації (ФАР) яка досягає морського дна, на основі супутника MERIS, що надаються Європейським Космічним Агентством у рамках проекту EMODnet Seabed Habitats (EMODnet, 2015).

Для виділення вертикальних ярусів бенталі цифрові моделі рельєфу були використані у вигляді розподілу глибин та ухилів морського дна. Ізолінії глибин будувалися у ГІС пакеті Qgis. Розподіл густини ізоліній використовувався як індикатор однорідності форм вертикального районування, стрибок відстані між ізолініями слугував показником зміни морфологічної форми бенталі.

Вертикальний розподіл рослинного покриву (фіталь) у Чорному морі характеризується наступною структурою:

-горизонт фотофільної рослинності: 1 ярус (0,1-5 м), 2 ярус (5-15 м), 3 ярус (15(18)-25 (30) м);

-горизонт сциофільної рослинності: 1 ярус (25(30)-60 м), 2 ярус (60-90 м) (Чорне море, 1983).

Для асоціацій водної рослинності верхніх ярусів типова сезонна зміна видового складу, обумовлена динамічними умовами мешкання. У нижніх ярусах видовий склад майже незмінний впродовж року внаслідок слабких сезонних змін гідрологічного режиму (Чорне море, 1983). Глибини 0,1-5 м характеризуються максимальною освітленістю, близькою до поверхневої, і майже повним поглинанням променів червоної частини спектру. На глибині 5-15 м освітленість знижується майже в п'ять разів, поглинаються промені блакитної частини спектру, і значно скорочується тривалість дня. На глибині 15-30 м освітленість падає у 10 разів, і тривалість дня складає не більше години (Калугина-Гутник, 1975).

За даними Калугина-Гутник (1975): «Між 15 і 60 м, масове поширення отримали типові для Чорного моря асоціації формації Phyllophoreta. За рівням освітленості і розвитку рослинного покриву в цьому горизонті виділяються дві ділянки – на глибинах від 20-35 до 55-60 м. На глибині від 55-60 до 80-90 м, освітленість дуже слабка і не забезпечує фотосинтез рослин. Тут водорості зустрічаються дуже рідко і не утворюють рослинний покрив». Ці літературні відомості добре сходяться з просторовим розподілом ФАР, що досягає бенталі. Так за цифровими растрами Європейського Космічного Агентства середні значення ФАР за глибинними горизонтами розраховані за даними супутника MERIS характеризуються наступним розподілом: 0-15 – 1,55; 15-30 – 0,22; 30-55 – 0,05; 55-90 – 0,01 (м – мол.фот. м⁻².день⁻¹).

З урахуванням вище наведених даних за границю інфраліторалі пропонується використовувати відому глибину поширення квіткових рослин, а саме асоціацій роду *Zostera* в Чорному морі, яка за даними різних авторів складає – 0,1-15 м (Костенко, Дикий, 2004) та 0,5-17 м (Мильчакова, 2008). У основі ярусності циркуліторалі запропоновано покласти межі ареалу поширення Великого філофорного поля Зернова у референтних умовах 60-х років які були отримані у вигляді геоінформаційного шару на основі ретроспективного аналізу (Калугина-Гутник, Лачко, 1966), та з урахуванням сучасного розподілу фітоценозів філофори з домінуванням нитчастих водоростей, та філофори асоційованої з гідроїдами (Миничева та др., 2009).

Материковий схил Чорного моря також ділять на ступені: перша знаходиться на глибині від 100 до 800-1000 м – це найкрутіша і сильно розчленована ділянка схилу. Другий ступінь обмежують глибини до 1500-1800 м – вона має менший ухил ніж перша. Ще менше ухил третього ступеня і є материковим підніжжям, яке тягнеться до глибини 2000 м (Чорне море, 1983). Ця класифікація добре збігається з даними розподілу глибин та ухилів на основі цифрових моделей батиметрії.

Таким чином, у результаті фототрофного зонування українського сектора Чорного моря запропоновані геоінформаційні шари та картографічні матеріали поділу бенталі за наступними інтервалами глибин:

- інфралітораль (infralitoral): 0-15 м;
- верхня циркулітораль (upper circalitoral): 15-30 м;
- нижня циркулітораль (lower circalitoral): 30-55 м;
- пелагічна циркулітораль – елітораль (offshore circalitoral): 55-200 м;
- верхня батіаль (upper batial): 200-1000 м;
- нижня батіаль (lower batial): 1000-1500 м;
- континентальне підніжжя (continental rise): 1500-2000 м;
- абісаль (abyssal)> 2000 м.

Даний підхід до класифікації може бути покладений у зонуванні українського сектору Чорного і Азовського морів при моніторингу екологічного статусу класу за стандартами Морської стратегії (MSFD, 2008/56/EC).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Жирков И.А. Биogeография и биоэкология бентоса / И.А. Жирков // М.: Т-во научных изданий КМК. – 2010. – 453 с.

Калайда, М. Л. Гидробиология : учебное пособие / М. Л. Калайда, М. Ф. Хамитова // СПб.: Проспект Науки. – 2013. – 192 с.

Калугина-Гутник А.А. Состав, распределение и запасы водорослей Черного моря в районе Филлофорного поля / А.А. Калугина-Гутник, О.А. Лачко// Распределение бентоса и биология донных животных в южных морях. – Киев:Наукова думка. – 1966. – С.112–131.

Калугина-Гутник А.В. Фитобентос Черного моря / А.В. Калугина-Гутник // Киев: Наукова думка. – 1975. – 247с.

Костенко Н. С. Фитобентос юго-восточной части Крымского побережья Черного моря. Н.С. Костенко, Е.А. Дикий, Н.А. Алексеева. В кн.: Карадаг. Гидробиологические исследования: Сб. науч. тр., посвящ. 90-летию Карадагской научной станции им. Т. И. Вяземского и 25-летию Карадагского природного заповедника НАН Украины. Симферополь: СОНАТ. – 2004. – 84 с.

Мильчакова Н.А. Морские травы южных морей Евразии: состав, распространение и структурно-функциональные особенности (обзор) / Н.А.Мильчакова// Тр. ЮгНИРО. 2008. Т. 46. С. 93–101.

Миничева Г.Г. Фитобентос большого и малого Филлофорных полей, как отражение современного экологического состояния северо-западной части Черного моря / Г.Г. Миничева, М.Н. Косенко, А.В. Швец // Морской экологический журнал. 2009. №4. - 8. -С. 24-40.

Петров К.М. Биogeография океана. Биологическая структура океана глазами географа /К.М. Петров // Санкт-Петербург, Санкт-Петербургский государственный университет. –2001. –255 с.

Черное море: Сборник / А. Вылканов, Х. Данов, Х. Маринов и др., пер. с болгарского. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 408 с.

Briggs J.C. Global biogeography / J.C. Briggs // Elsevier, Amsterdam–Lausanne–New York – Oxford – Shannon – Tokyo. – 1995– 454 p.

Castro, P. Marine Biology / P. Castro, M.E. Huber //4th Edn., McGraw Hill Book Company Inc., New York, – 2003.– 456 p.

Drew, E.A. Light. In, R.Earll&D.G.Erwin (eds) / E.A. Drew // Sublittoral Ecology: the Ecology of the Shallow Sublittoral Benthos, Clarendon Press. – Oxford. – 1983 –10-57 pp.

EMODnet (2015) European Marine Observation Data Network (EMODnet) Seabed Habitats project. <http://www.emodnetseabedhabitats.eu>

DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC)

GEBCO. 2008. General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO) Hom. http://www.bodc.ac.uk/data/online_delivery/gebco

Hedgpeth J.W. Marine biogeography / J.W. Hedgpeth // Treatise on marine ecology and paleontology, Vol.1. Mem. Geol. Soc. Am. 67. – 1957.–359–382 pp.

NGDC, 2006: 2-minute gridded global relief data (ETOPO2) <http://www.ngdc.noaa.gov>

Peres J.M. Océanographie biologique et biologie marine. T.1. La vie benthique. –P.U.F., Paris. – 1961. –541 pp.

УДК 591.526.326:502.742 (477.81)

К.М. НАЗАРУК¹, Р.О. ЖУРАВЧАК²

¹ Львівський національний університет імені Івана Франка, вул. Грушевського, 4, Львів 79005, Україна

² Рівненський природний заповідник, урочище "Розвилка", с.Чудель, Сарненський р-н, Рівненська область, 34542, Україна

ЗООПЛАНКТОННІ УГРУПОВАННЯ ОЗЕРА БІЛЕ (РІВНЕНСЬКИЙ ПРИРОДНИЙ ЗАПОВІДНИК)

Озеро Біле – озеро карстового походження, знаходиться у Володимирецькому районі Рівненської області в басейні річки Стир (притока р. Прип'ять). Займає площу 453 га. Це друге за величиною озеро в Рівненській області після озера Нобель (470 га).

Водойма має овальну форму, трохи витягнута із заходу на схід (довжина – 2,65 км, ширина – 2,10 км). Дно озера пологіє, піщане. У водоймі є дві лійкоподібних улоговини карстової природи глибиною 22 і 26 м. Середня глибина озера 10 м. Живиться підземними водами, частково поверхневими від танення снігу та дощів. З дна б'ють холодні та теплі джерела, а на глибині 8 м температура постійна: +8 °С. Тому і в морози поверхня не повністю замерзає. До глибини 2–2,5 м вода прозора.

Тут відзначено унікальне поєднання болотних, озерних і лісових природних комплексів Західного Полісся. Безпосередньо до озера підходять лісові й болотні масиви, що разом утворює єдиний гідрологічний комплекс. Вода за складом гідрокарбонатно-кальцієво-магнієва (типова для озер лісової зони). Вода містить фосфор, сірководень, а також до 6,37 мг/л гліцерину, тому здається шовковистою на дотик. Озеро Біле – єдине в Україні з підвищеним вмістом гліцерину у воді, через що має надзвичайні цілющі властивості (Скибчик, 2010).

Метою роботи було дослідження зоопланктону озера Біле. Відбір матеріалу здійснювали в літоральній зоні протягом вегетаційного періоду у 2012 р. та 2015 – 2019 рр. згідно з загальноприйнятими методиками.

Загалом було відзначено 41 вид зоопланктерів у співвідношенні основних систематичних груп Cladocera 30 видів (18 родів): Сopepoda 7 видів (6 родів): Rotatoria 4 види (4 роди). Проте потенційно ця кількість може бути більшою, оскільки у матеріалі траплялося дуже багато незрілих стадій веслоногих раків. Зареєстровані організми належать до типового озерного комплексу.

Серед зареєстрованих зоопланктерів, в основному, були представники гіллястовусих раків (73%). Найчастіше (в 67% локалітетів відбору) траплялися такі види як *Bosmina obtusirostris* G.O. Sars та *Monospilus dispar* G.O. Sars. Лише один раз траплялися такі види як *Alona affinis* (Leydig), *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine), *Chydorus*

gibbus Sars, *Daphnia longispina* (O.F. Müller), *D. pulex* Leydig, *Lathonura rectirostris* (O.F Müller), *Disparalona rostrata* Koch.

Оскільки щорічно місця відбору матеріалу змінювали, то і домінуючі види були різні: у 2012 р. – *B. obtusirostris* (33% від загальної чисельності), у 2015 р. – *D. cucullata* Sars та *A. quadrangularis* (O.F. Müller) (по 13%), у 2016 р. – *B. longirostris* (O.F. Müller) (48%), а в 2017 р. розподіл між організмами був рівномірний (оскільки матеріал було відібрано в березні і значного розвитку зоопланктон ще не досягнув), у 2018 р. – *C. pulchella* Sars (25%), 2019 р. – *M. dispar* (17%).

Найбільшу чисельність зоопланктерів було відзначено у 2016 р. 13,7 тис./ос. м³, індекс Шеннона в цей період становив 2,0.

Найвищий показник індексу Шеннона становив у 2019 р. 3,0 за чисельності 6,3 тис./ос. м³.

У трофічній структурі зоопланктонних угруповань переважають первинні та вторинні фільтратори, хоча трапляються і детритофаги.

Отже, не зважаючи на особливість води в озері Біле, видова структура зоопланктону не відрізняється від інших озер.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Скибчик С. Біле озеро, Володимирецький район (Рівненщина) Електронний ресурс: <https://h.ua/story/270037/>. Дата публікації: 05.05.2010.

УДК 593.16

С.Є. НИКОНОВА

ДУ «Інститут морської біології» НАН України,
Пушкінська, 37, Одеса 65048, Україна

БЕНТОСНІ ГЕТЕРОТРОФНІ ФЛАГЕЛЯТИ ЛІТОРАЛЬНОЇ ЗОНИ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

Гетеротрофні нанофлагеляти є первинною ланкою в споживанні бактеріальної продукції і головним компонентом «мікробної петлі». Крім бактерій в їх раціон входять водорості, найпростіші, а також детрит і органічні макромолекули. У свою чергу, джгутикові є їжею для інших найпростіших, наприклад, інфузорій і метазойного зоопланктону. Однак, незважаючи на важливу роль гетеротрофних флагелят в перенесенні речовини і енергії в трофічній мережі, вивчення їх видового складу в Чорному морі почалося відносно недавно (Никонова С.Є., 2012; Prokina et al, 2017, 2019).

Метою цієї роботи було вивчення видового багатства і чисельності вільноживучих гетеротрофних джгутикових піщаної псевдоліторалі і субліторалі північно-західної частини Чорного моря.

Досліджено активний видовий склад і чисельність бентосних гетеротрофних флагелят інтерстиціалі на урізі води і в субліторалі на глибині 3 м в зоні трансформації річкових вод річок Дніпро і Південний Буг. Проби донних відкладень відбирали в квітні, червні, вересні та листопаді 2017 року в північно-західній частині Чорного моря на мисі Аджияск, де проявляється найбільший вплив річкових мас Дніпра і Південного Бугу, на морському узбережжі біля Григорівського лиману і на мисі Малий Фонтан – найбільш віддаленому від Дніпро-Бузького лиману районі, всього 24 проби. Під час відбору проб солоність води перевищувала відмітку 12 ‰, за винятком однієї проби (м. Аджияск у квітні в псевдоліторалі солоність була 4,0 ‰). Ідентифікацію видів і підрахунок флагелят проводили в нефіксованих нативних пробах.

За сучасною безранговою систематикою (Adl et al. 2019) еукаріоти об'єднані в два домена (Amorphea і Diaphoretickes), а види, що не включені в них, становлять групу видів з неясним систематичним положенням (Incertae sedis Eukarya). У досліджених районах в активному стані виявлено 57 видів гетеротрофних джгутикових, 43 з яких були визначені до роду або виду, 14 ідентифікувати не вдалося. До Amorphea не належало жодного виду, до Diaphoretickes відносились 20 видів: SAR (Stramenopiles – 5 видів, Alveolata – 8 і Rhizaria – 6) і Cryptista (1 вид), група Incertae sedis Eukarya представлена 23 видами, основу яких склали еугленіди (16) і кінетопластиди (6). Частіше інших знайдені *Petalomonas micra* Norris (частота знаходження 37,5 %), *Clautriavia cavus* Lee & Patterson, *Colpodella perforans* (Hollande) Patterson & Zöllfel, *Petalomonas pusilla* Skuja (частота знаходження 25 – 29,25 %).

Угрупування флагелят псевдоліторалі (20 видів) та субліторалі (44 види) відрізнялися високою специфічністю, тільки 6 видів (10,5 %) були спільними для двох біотопів (*Bodo globosus* Stein, *C. cavus*, *C. perforans*, *Oikomonas* sp., *P. micra*, *P. pusilla*). Локальна різноманітність джгутиконосців була невисокою: в псевдоліторалі в середньому 2,9 види на пробу, в субліторалі трохи більше – в середньому, 4,75 види на пробу. Індекс видової подібності Серенсена, розрахований для угруповань флагелят субліторалі і псевдоліторалі, склав 0,188.

У просторовому розподілі бентосних гетеротрофних флагелят також виявлені певні особливості. Список видів на м. Аджияск і на морському узбережжі біля Григорівського лиману включав відповідно по 20 і 22 види, в складі яких переважали прісноводні види і еврибіонти (відповідно по районам 80 і 56 %). У віддаленому від впливу річних вод районі м. Малий Фонтан видове багатство вище – виявлено 27 видів, серед яких також велика частка прісноводних видів і еврибіонтів (48 %), але переважали морські види, в складі яких спостерігались гетеротрофні бентосні дінофлагеляти, які традиційно розглядаються альгологами і, на жаль, не включаються до списків гетеротрофних джгутиконосців.

Найбільш поширеними, знайденими в усіх досліджених районах, були *C. perforans* і *P. pusilla*, ще 6 видів було зареєстровано в двох з трьох районів – *Anisonema acinus* Dujardin, *C. cavus*, *P. micra*, *Spumella socialis* (Kent) Lemmermann, *Bodo* sp., *Oikomonas* sp., 43 види (75% видового складу) було знайдено лише в одній пробі. Основу видового складу (87,7 %) становили види, частота знаходження яких менше ніж 10 %.

Коливання чисельності флагелят в псевдоліторалі на м. Аджияск знаходилися в межах від 47 до 156 екз.·см⁻³, на морському узбережжі біля Григорівського лиману – від 15 до 425 екз.·см⁻³, на м. Малий Фонтан – від 23 до 630 екз.·см⁻³, в субліторалі відповідно від 254 до 472; від 33 до 1063 і від 77 до 500 екз.·см⁻³.

У бентосі районів дослідження знайдено 7 видів бентосних гетеротрофних дінофлагелят, з яких 4 види є новими для Чорного моря. В субліторалі на морському узбережжі біля Григорівського лиману в листопаді спостерігали *Amphidinium* cf. *herdmanii* Kofoed & Swezy, 1921, в районі м. Малий Фонтан в квітні зареєстровано *Katodinium asymmetricum* (Massart) A.R.Loeblich, III, 1965 і *Aduncodinium glandula* (E.C.Herdman) N.S.Kang, H.J.Jeong & Ø.Moestrup, 2014, а в листопаді – *Gyrodinium* cf. *dominans* Hulbert, 1957, чисельність цих видів була невеликою і не перевищувала 16 екз.·см⁻³.

Таким чином, вперше досліджено фауну гетеротрофних флагелят піщаної псевдоліторалі і субліторалі північно-західної частини Чорного моря. У видовому складі зареєстровано 57 видів, серед яких 4 види бентосних гетеротрофних дінофлагелят є новими для Чорного моря. Угрупування гетеротрофних флагелят у досліджених районах характеризувалися переважанням рідкісних видів (87,7 % від видового складу) і значним коливанням чисельності. Видове багатство гетеротрофних

флагелят субліторалі вдвічі більше ніж в псевдоліторалі, а в віддаленій від впливу річних вод зоні список видів збільшений за рахунок облігатно морських видів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Никонова С. Е. Микрофитобентос супраліторали песчаных пляжей Одесского залива (Украина. // IV Междунар. научн. конф. «Актуальные проблемы современной альгологии»: Тез. доп., Київ, 2012 р. – Київ, 2012. – С. 210 – 211.

Prokina K.I., Mylnikov A.A. and Mylnikov A.P. 2017. Heterotrophic flagellates and centrohelid heliozoa from littoral and supralittoral zones of the Black Sea (the Southern part of the Crimea). // Protistology. – 2017. 11, № 3. – 143–169.

Prokina K.I., Mylnikov A.A. and Mylnikov A.P. 2019. Free-living heterotrophic flagellates from bays of Sevastopol (the Black Sea littoral). // Protistology. – 2018. 12, № 4. – 202–222.

Adl S.M., Bass D., Lane C.E. et al. Revisions to the Classification, Nomenclature, and Diversity of Eukaryotes. // Journal of Eukaryotic Microbiology. – 2019. – № 66. 4–119.

УДК 591.9:574.5(285.33)(282.247.32)

Ю.В. ПЛІГІН

Інститут гідробіології НАН України,
Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

РОЛЬ ЦЕНТРАЛЬНОГО ЄВРОПЕЙСЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ІНВАЗІЙНОГО КОРИДОРУ В ПОШИРЕННІ БЕЗХРЕБЕТНИХ ПОНТО- КАСПІЙСЬКОГО КОМПЛЕКСУ

Поряд із Західним (Дунайським), Східним (Волзьким) і Південним (Азово-Чорноморським), Центральний (Дніпровський) інвазійний коридор є важливим гідрографічним комплексом, що виконує функцію забезпечення поширення безхребетних понто-каспійського фауністичного комплексу в басейні Дніпра і водних об'єктах Західної Європи (Сон, 2007; MacIsaac et al., 2001).

Першою і основною передумовою здійснення цього процесу є широкомасштабне втручання людини з перетворення гідрогеографічної мережі в басейнах верхнього Дніпра, Прип'яті, Німану, Західної Двіни і Вісли в кінці XVIII і на початку XIX століть. У цей період були споруджені канали: Дніпровсько-Бузький, Дніпровсько-Неманський (Огінський), Березинська водна система, Августовський канал (Августовский ..., Березинская ...). Траси цих каналів проходили по руслах річок, озерах і штучних ділянках і мали численні шлюзи. У XIX ст. по цих каналах здійснювались активні перевезення вантажів, зокрема лісосплав у західному напрямку. Таким чином, сформувалися широкі потенційні перспективи з проникнення гідрофауни Дніпра, зокрема понто-каспійських організмів, в деякі річки Балтійського басейну.

У той же час, за даними перших гідробіологічних досліджень, на початку XX ст. у складі гідрофауни верхнього Дніпра серед понто-каспійських макробезхребетних налічувалося лише 4 види: *Dreissena polymorpha* (Pallas), *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, *Corophium curvispinum* G.O. Sars, *Chaetogammarus ishnus* (Stebbing) (Бенинг, 1915; Шарлемань, 1922; Дексбах, 1935; Коротун, 1937; Оливари, 1972). Тобто лише ці види потенційно могли проникнути в річки Балтійського моря з вищезазначених каналів протягом XIX ст., якщо припустити, що ці організми існували в притоках Дніпра першого і другого порядків на території України і Білорусі, що зв'язують Дніпро з Віслою і Західною Двіною.

Надзвичайно активізувався процес розширення ареалів безхребетних цієї фауністичної групи після зарегулювання Дніпра греблями ГЕС і комплексу заходів з інтродукції деяких цінних кормових для риб організмів (в основному гамарид і мізид). Дотепер у Київському водосховищі, розташованому у верхній частині середнього Дніпра, зареєстровано 20 видів понто-каспійських макробезхребетних: поліхет – 2 види, молюсків – 2, гамарид – 9, корофід – 3, мізид – 4 види (Плигин и др., 2013).

У створених водосховищах зміна гідрохімічного режиму в бік підвищення мінералізації водних мас сформувала сприятливі умови для існування популяцій, інтродукованих і багатьох інвазивних видів безхребетних, природним ареалом яких є пониззя Дніпра і Дніпровсько-Бузький лиман.

У той же час логістична роль створених у XVIII–XIX ст. каналів різко скоротилася на початку XX ст. і була повністю ліквідована після Другої світової війни внаслідок руйнування цих гідросистем. Лише Августовський канал, що з'єднує Віслу і Німан, після реставрації 2004–2006 рр. на території Білорусі використовується для водного туризму (Августовский ...), що все ж залишає можливість контактів біоти басейнів Вісли та Дніпра.

Різке зниження транспортного потоку в р. Дніпро після 1990-х рр., особливо на середній частині, послабило можливість інвазії безхребетних понто-каспійської фауни вгору по Дніпру і його притоках. Певний контраст у видовому складі цих організмів існує між Канівським водосховищем, де їхнє число досягло 27, а в розташованому вище Київському – всього 20. Якщо в Канівському водосховищі виявлено 4 види кумових ракоподібних, то в Київському вони взагалі відсутні.

Однак у даний час є плани щодо відновлення транспортної ролі Дніпра при створенні водного шляху Е40, який зв'яже Балтійське й Чорне моря через Віслу, Західний Буг, Прип'ять і Дніпро. У верхів'ї Київського водосховища в районі с. Нижні Жари також планується створення портового комплексу, здатного приймати судна типу «ріка–море», що зумовить необхідність створення судноплавної траси з глибиною не менше 3,5 м по всьому Київському, Канівському та іншим водосховищам (Водный ...).

За таких умов процес інвазії безхребетних вгору по Дніпру і його притоках може активізуватися.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Сон М.О. Моллюски-вселенцы в пресных и солоноватых водах Северного Причерноморья. – Одесса: Друк, 2007. – 132 с.

Бенинг А.Л. Об амфиподах окрестностей г. Киева // Тр. Днепропетровской биол. ст. – 1915. – № 2. – С. 90–101.

Дексбах Н.К. Распространение *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Mollusca) в европейской части СССР и факторы, обуславливающие ее распространение // Бюлл. МОИИ. – 1935. – Т. 44, № 4. – С. 153–164.

Коротун М. Донна фауна р. Десни // Тр. Гідробіол. ст. Акад. наук УРСР. – 1937. – № 13. – С. 37–57.

Оливари Г.А. Макрозообентос Киевского водохранилища // Киевское водохранилище. – Киев: Наук. думка, 1972. – С. 364–388.

Плигин Ю.В., Матчинская С.Ф., Железняк Н.И., Линчук М.И. Распространение чужеродных видов макробеспозвоночных в экосистемах водохранилищ р. Днепра в многолетнем аспекте // Гидробиол. журн. – 2013. – Т. 49, № 6. – С. 21–36.

Шарлемань Н. Заметки о некоторых ракообразных Днепра // Русский гидробиол. журн. – 1922. – Т. 1, № 11–12. – С. 322–324.

MacIsaac H.J., Grigorovich I.A., Ricciardi A. Reassessment of species invasions concepts: the Great Lakes basin as a model // Biological Invasion. – 2001. – Vol. 3. – P. 405–416.

Августовский канал. – Режим доступа: [https://uk.wikipedia.org/wiki/Августовский канал](https://uk.wikipedia.org/wiki/Августовский_канал).

Березинская водная система. – Режим доступа: [uk.wikipedia.org/wiki/Березинская водная система](http://uk.wikipedia.org/wiki/Березинская_водная_система).

Водный путь E40. – Режим доступа: www.dsnews.ua/economics/vodnyy-put-e40.

УДК [574.58+574.52](581.5)

Т.С. РИБКА

Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ 04210, Україна

ОЦІНКА ЕКОЛО-САНІТАРНОГО СТАНУ ОЗ. ЙОРДАНСЬКЕ ЗА ПОКАЗНИКАМИ ЗООПЛАНКТОНУ

В межах м. Києва розташовано близько 400 водойм різного походження, конфігурації та розміру. Знаходячись у міській смузі, водойми характеризуються відсутністю санітарної захисної зони, рекреаційним навантаженням, локалізацією промислової та житлово-будівної зони і піддаються різнофакторному антропогенному впливу. Озеро Йорданське (Опечінь Нижнє) входить до системи озер Опечінь, які утворилися в колишній заплаві річки Почайни внаслідок робіт з наміву території житлового масиву Оболонь. Озера системи Опечінь не мають прямого гідравлічного зв'язку з р. Дніпро. Проте їхній гідрологічний режим змінюється залежно від коливання водності Дніпра внаслідок змін рівня ґрунтових вод на всій заплавної терасі.

Озеро Йорданське перебуває в безпосередній близькості від житлових кварталів, забруднюється побутовими і стічними водами, акваторії та прибережні зони засмічені, що висуває серйозні вимоги до його санітарно-біологічного стану. Метою роботи було дослідження сучасного стану угруповань зоопланктону оз. Йорданського за їх таксономічним складом та структурно-функціональними показниками.

Матеріалом для досліджень були проби зоопланктону, відібрані в оз. Йорданському у весняно-осінній період 2018 р. Проби відбирались на прибережній літоралі з різною інтенсивністю розвитку макрофітів, а також на вільних ділянках (чистоводді). Усі відібрані проби зоопланктону були опрацьовані згідно з загальноприйнятими гідробіологічними методиками (Методи., 2006). Категорії якості води оцінювались за загальноприйнятими методиками оцінки стану водних об'єктів (Методи., 2001).

Видовий склад зоопланктону в водоймі протягом вегетаційного періоду нараховував 22 види, які належать до 34 таксонів вищого рангу. У видовому складі коловертки відзначені гідробіонти з 5 родин і 6 родів, Cladocera належали до 4 родин та 9 родів, а в складі Copepoda виявлено представників тільки однієї родини Cyclopidae і 6 родів. У співвідношенні основних таксономічних груп за кількістю видів основну роль в угрупованнях складали гіллястовусі ракоподібні – 42%, веслоногі та коловертки склали по 29%.

Навесні угруповання зоопланктону характеризувалося достатньо високими кількісними показниками на усіх досліджених ділянках водойми. Чисельність коливалась в межах від 11,0 до 182,0 тис. екз/м³, при цьому показники біомаси були незначними, від 0,11 – 2,45 г/м³. Спостерігався масовий розвиток гіллястовусого рачка – *Bosmina longirostris* (від 1,5 – 3,5 тис. екз/м³ і 0,15 – 0,35 г/м³). Глибоководна зона характеризувалася значно меншими показниками кількісного розвитку (47,0 тис. екз/м³ і 0,5 г/м³), але тут крім рачка *B. longirostris*, домінувала хижа коловертка *Asplanchna priodonta*.

Влітку у прибережних та глибоководній зонах водойми спостерігався дуже низький розвиток зоопланктону, що раніше нами не реєструвалося. Показники чисельності були нижче 1,0 тис. екз/м³ і тільки в одній точці показник досягав 8,0 тис. екз/м³, де спостерігався розвиток гіллястовусих рачків фільтраторів *B. longirostris* та *Chydorus sphaericus*. Значення показника біомаси було дуже низьким і коливалось в межах від 0,0005 – 0,083 г/м³. Слід відмітити, що веслоногі ракоподібні на різних стадіях розвитку в угрупованні літнього зоопланктону були відсутні. Також літній зоопланктон характеризувався дуже низьким видовим різноманіттям (6 видів).

Восени угруповання зоопланктону характеризувалося високими кількісними показниками на всіх досліджених ділянках. Показники чисельності та біомаси мали широкий діапазон коливань (відповідно 8,0–137,0 тис. екз/м³ і 0,11–2,67 г/м³). Домінуючий комплекс видів зоопланктону озера в цей період мав свої особливості. За чисельністю і біомасою тут переважали олігосапробні види *Thermocyclops oithonoides*, *Kellikottia longispina*. У склад домінантів входив також євритопний вид *Daphnia cucullata*, якій є видом-індикатором високого ступеня органічного забруднення.

Видовий склад озера, крім літнього періоду був досить постійним, але види-домінанти на всіх досліджених ділянках в різні сезони роки відрізнялися. Серед основних систематичних груп за біомасою переважали Cladocera, що складало від 54 до 96% загальної біомаси. Індекс Шеннона на протязі вегетаційного періоду коливався (1,06–2,27 біт/екз.), найменше значення цього показника було відмічене в літній період. В цей період спостерігаються дуже низькі кількісні характеристики зоопланктону при домінуванні гіллястовусих ракоподібних *B. longirostris* і *C. sphaericus*, які є індикаторами мезосапробної зони. Спостерігалось випадіння веслоногих ракоподібних сімейств Cyclopoidea і Calanoida, які дуже чутливі до забруднення. Це також вказує на погіршення екологічного стану водойми у літній період.

У цей період антропогенне навантаження досягло максимального впливу на водойму, що призвело до збіднення видового складу зоопланктону та зміни його структури. Підтвердженням цьому є плівка з поверхнево-активних речовин (ПАР), що спостерігалася під час відбору проб на поверхні водойми. Температура води була достатньо високою (25° С), що призвело до зниження засвоєння їжі і швидкості фільтрації дорослими особинами. У цей період зоопланктон активно виїдався рибами та безхребетними хижачками. Однією з причин низького видового різноманіття та кількісного розвитку зоопланктону є негативний вплив ендопаразитів. Так у період досліджень популяції декотрих видів копепод були заражені паразитичними грибами на 97%. Також одним з факторів зниження чисельності угруповань зоопланктону міг бути феномен «літньої депресії», час коли в окремі періоди сезону спостерігається велика смертність організмів.

Сапробіологічний аналіз води за показниками зоопланктону характеризує стан водойми як «добрий». Показники сапробності коливались від 1,5 до 1,7, що свідчить про те, що вода за якістю належить до β – мезосапробної зони, і є «досить чистою». В порівнянні з іншими даними, зокрема гідрохімічними і мікробіологічними, результати аналізу якості води за індексами сапробності зоопланктону є дещо завищеними. Так, стан озера за показниками бактеріопланктону відноситься до III класу/4 категорії якості води – «слабко забруднене» (Старосила, 2018). За результатами гідрохімічних досліджень, стан води оз. Йорданського, згідно екологічних нормативів якості поверхневих вод відноситься до III класу/5 категорії якості води – «помірно забруднене». В даному випадку можна говорити про те, що індекси сапробності по зоопланктону є неточними і не показовими при оцінці еколого-санітарного стану водойми. Пов'язано це з тим, що більшість планктонних безхребетних є єврібіонти з широкою екологічною валентністю, тому в даному методі біологічного аналізу індекси сапробності не спрацьовують.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенко. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / В.Д.Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. – К.: ВПОЛ, 2001. – 48 с.

Старосила Є.В., Копча Н.М. Оцінка стану екосистем водойм в умовах антропогенного навантаження // I Всеукраїнська науково-практична конференція «Водні екосистеми та збереження їх біорізноманіття»: Тез. доп., Житомир, 11-12 квітня 2018 р. – Житомир, 2018. – 156–159.

УДК 556.531 (282.247.314) : [581.526.325 + 581.526.323]

Т.М. СЕРЕДА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна.

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДОТОКІВ ВЕРХНЬОГО ДНІСТРА ЗА СТРУКТУРНИМИ ПОКАЗНИКАМИ ФІТОПЛАНКТОНУ І МІКРОФІТОБЕНТОСУ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ МЕТОДУ ФУНКЦІОНАЛЬНОЇ КЛАСИФІКАЦІЇ ВОДОРОСТЕЙ*

Сучасний стан фітопланктону та мікрофітобентосу гірської ділянки Дністра і головних його приток вивчали протягом 2016-2019 р. Попередні зведені дані про флористичний склад водоростевих угруповань Верхнього Дністра та методи досліджень представлені в роботі (Середа, Мантурова, 2018). Фітопланктон водотоків Верхнього Дністра характеризувався, як правило, бідним видовим складом (12-15 видів і внутрішньовидових таксонів (ввт) водоростей), флористичний склад мікрофітобентосу якісно і кількісно був багатшим (40-56 ввт). Гідрологічні особливості дослідженого регіону (зокрема висока швидкість потоку, нестабільний рівень води тощо) перешкоджають нормальному розвитку власне планктонних водоростей у товщі води, тому фітопланктон формується переважно за рахунок бентосних і перифітонних форм, піднятих потоком. Гірська ділянка Верхнього Дністра являє собою бурний потік з порогами і водоспадами, глибини на перекатах 0,5–1,5 м, на плесах – до 2,5 м. Швидкість течії мінлива (0,56–0,95 м/с). Русло пролягає в зоні стабільних ґрунтів, донні субстрати представлені крупним та здрібненим камінням, місцями занесеним піском і мулом. Основними притоками Верхнього Дністра є річки Бистриця, Ломниця, Свіча, Стрий.

За мету даної роботи поставлено проаналізувати структурні показники літнього фітопланктону і мікрофітобентосу верхів'я Дністра і основних приток та оцінити стан водотоків із використанням методу функціональної класифікації водоростей, який широко застосовується в країнах ЄС. Вперше метод був запропонований Рейнольдсом (Reynolds, 1997), який на основі фізіологічних, морфологічних і екологічних ознак видів чи родів водоростей, схожих за толерантністю до певних чинників, сформував 14 функціональних груп для озер Англії. В подальшому метод було удосконалено, схему розширено і доповнено для озер і водотоків з широким діапазоном екологічних умов (Reynolds, 2002; Padisak at al., 2006; Borics at al., 2007; Kruk at al., 2010).

В даній роботі функціональні групи (кодони) і фактор F, необхідні для розрахунку індексу угруповань Q і показника екологічної якості (Ecological Quality Ratio (EQR)) визначали за таблицями і формулами «A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers» (Borics at al., 2007).

Індекс Q оснований на домінуванні представників функціональних груп в загальній біомасі угруповань і коефіцієнті F (від 0 до 5), визначеному для кожної функціональної групи водоростей з урахуванням впливу широкого спектру екологічних чинників та біотопічної приналежності. Індекс Q має значення: 0-1 – поганий, 1-2 – низький, 2-3 – помірний, 3-4 – хороший, 4-5 – високий. Показник екологічної якості (EQR) характеризує 5 категорій якості (від 0 до 1) для річок: 0,9 – високий (High), 0,8 – добрий (Good), 0,7 – помірний (Moderate), 0,6 – низький (Poor), <0,6 – поганий (Bad), що узгоджується з Водною Рамковою Директивою ЄС.

У фітопланктоні р. Дністер (район с. Стрілки) зареєстровано 14 ввт водоростей, представлених діатомовими, зеленими і евгленовими водоростями. Чисельність і біомаса були помірними, відповідно 2260 тис. кл/дм³ і 2,10 мг/дм³. За показниками біомаси домінували діатомові - *Diatoma vulgare* Bory – 41% (кодон Т_D, F=3), *Fragilaria virescens* (Ralfs) Will. et Round і *Surirella linearis* var. *constricta* (Ehr.) Grun. – 28% (кодон Т_B, F=5) і евгленові *Phacus curvicauda* Swir. – 13% (кодон W₁, F=1). Індекс Q за фітопланктоном становив 3,36 (хороший), EQR – 0,67 (низький). Мікрофітобентос був представлений 56 ввт, що належать 5 відділам водоростей. Кількісні показники були найвищими серед досліджених водотоків, чисельність 16115 тис. кл/10см², біомаса – 46,90 мг/10см². За показниками біомаси домінували діатомові – представники роду *Surirella* – 29% (кодон Т_B, F=5) та представники родів *Cumatopleura*, *Symbella*, *Gyrosigma*, *Synedra*, сумарна біомаса типових бентосних і перифітонних форм складала майже 35% загальної біомаси (кодон Т_D, F=3). Індекс Q за мікрофітобентосом становив 3,1 (хороший), EQR – 0,62 (низький).

Фітопланктон р. Бистриця (в районі м. Ямпіль) був представлений 21 ввт, що належать діатомовим і синьозеленим водоростям. Показники кількісного розвитку досягали 2510 тис. кл/дм³ при домінуванні синьозелених і 3,61 мг/дм³, переважно за рахунок діатомових водоростей. Показники біомаси формували *Didymosphaenia geminata* (Lyngbye) Schmidt – 67% (кодон Т_B, F=5) і представники рр. *Cocconeis*, *Symbella*, *Gyrosigma*, частка сумарної біомаси складала 16% (кодон Т_D, F=3). Індекс Q за фітопланктоном становив 4,61 (високий), EQR – 0,92 (високий). Видовий склад мікрофітобентосу був представлений 52 ввт, що належать до 4 систематичних відділів водоростей. Кількісні показники були помірними, чисельність – 6162 тис. кл/10см², біомаса – 26,04 мг/10см². Показники біомаси бентосних угруповань формували *Didymosphaenia geminata* і представники р. *Surirella*, сумарна біомаса цієї функціональної групи становила майже 64% (кодон Т_B, F=5), а також представники перифітонних форм *Symbella*, *Gyrosigma*, *Cocconeis*, *Diatoma*, *Stauroneis* – біля 19% (кодон Т_D, F=3). Індекс Q за мікрофітобентосом становив 4,54 (високий), EQR – 0,91 (високий).

Фітопланктон р. Ломниця (в районі м. Калуш) налічував 13 ввт, представлених діатомовими і зеленими водоростями. Чисельність і біомаса складала 1370 тис. кл/дм³ і 3,98 мг/дм³. У формуванні планктонних угруповань як якісно, так і кількісно переважали діатомові водорості. Основу біомаси формували *Didymosphaenia geminata* і *Surirella linearis* var. *constricta* – 72% (кодон Т_B, F=5), а також представники рр. *Epithemia* і *Synedra* – сумарна біомаса яких складала майже 20% від загальної (кодон Т_D, F=3). Індекс Q за фітопланктоном становив 4,56 (високий), EQR – 0,91 (високий). Мікрофітобентос налічував 48 ввт із 3 відділів водоростей, чисельність і біомасу формували зелені і діатомові водорості – 2455 тис. кл/10см² і 31,90 мг/10см² відповідно. Основу біомаси формувала зелена нитчаста водорість *Spirogyra fluviatilis* Hilse. – майже 88% (кодон Т_D, F=3). Біомаса представників діатомових водоростей, що відносяться до кодону Т_B з фактором F=5 була незначною, на рівні 6%. Індекс Q за мікрофітобентосом становив 3,1 (хороший), EQR – 0,61 (низький).

Фітопланктон р. Свіча (район с. Топче) налічував 12 ввт, представлених діатомовими і зеленими водоростями. Якісно і кількісно домінували діатомові

водорості, загальна чисельність складала 670 тис. кл/дм³, біомаса – 4,11 мг/дм³. За показниками біомаси домінувала майже на рівні 88% *Didymosphaenia geminata* (кодон Т_В, F=5), біомаса представників епіфітних форм діатомових *Symbella*, *Gyrosigma*, *Cocconeis* (кодон Т_Д, F=3) була на рівні 4%. Індекс Q за фітопланктоном становив 4,80 (високий), EQR – 0,96 (високий). Флористичний склад мікрофітобентосу налічував 40 ввт, представлених діатомовими, зеленими, евгленовими і синьозеленими водоростями. Кількісні показники досягали 3209 тис. кл/10см² і 10,05 мг/10см². Основу біомаси складали *Didymosphaenia geminata* – 68% (кодон Т_В, F=5) і представники рр. *Cocconeis*, *Symbella* – 16% (кодон Т_Д, F=3), а також *Stephanodiscus hantzschii* Grun і представники р. *Synedra* – 6% (кодон D, F=4). Індекс Q за мікрофітобентосом становив 4,58 (високий), EQR – 0,92 (високий).

Фітопланктон р. Стрий (в районі м. Стрий) налічував 12 ввт – представлених діатомовими, зеленими і евгленовими водоростями. Чисельність і біомаса угруповань складала 1510 тис. кл/дм³, біомаса – 2,85 мг/дм³. За показниками біомаси домінували діатомові водорості рр. *Surirella*, *Fragilaria* і *Didymosphaenia geminata* – 47% (кодон Т_В, F=5), діатомові р. *Synedra* і представники зелених р. *Closterium* – 22% (кодон Т, F=3). Індекс Q за фітопланктоном становив 4,2 (високий), EQR – 0,84 (добрий). У мікрофітобентосі знайдено 47 ввт, що належать 5 систематичним відділам водоростей. Чисельність складала 4494 тис. кл/10см² з переважанням діатомових і зелених водоростей, біомаса – 10,05 мг/10см² при домінуванні зелених. Показники біомаси формували зелені водорості р. *Cosmarium* – біля 60% (кодон N, F=3), бентосні і перифітонні форми діатомових рр. *Amphora*, *Symbella*, *Diatoma*, *Stauroneis*, *Synedra* – 10% (кодон Т_Д, F=3), зелені десмідієві р. *Closterium* – 16% (кодон Т, F=3), а також діатомові рр. *Nitzschia*, *Surirella* і *Didymosphaenia geminata* – 13% (кодон Т_В, F=5). Індекс Q за мікрофітобентосом становив 3,29 (хороший), EQR – 0,66 (низький).

Таким чином, згідно функціональної класифікації водоростей фітопланктон гірських ділянок річок Верхнього Дністра представлений асоціаціями Т_В, Т_Д, Т, W₁, мікрофітобентос – Т_В, Т_Д, Т, N, D, серед яких спільними є 3 функціональні групи: Т_В, Т_Д, Т з високими значеннями F (3–5). Показник екологічної якості по фітопланктону був «високий» в річках Бистриця, Ломниця, Свіча (0,91–0,96), в р. Стрий – «хороший» (0,84), в р. Дністер – «низький» (0,67), по мікрофітобентосу – в рр. Бистриця і Свіча «високий» (0,91–0,92), в рр. Дністер, Ломниця і Стрий – «низький» (0,61–0,66). Апробація даного методу продемонструвала адекватність його застосування для оцінки екологічного стану гірських водотоків. Можливо, подальше його використання потребуватиме регіонального коригування.

*Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230) за темою «Кліматогенні перебудови угруповань гідробіонтів та їх вплив на екологічний стан та біопродуктивність транскордонних з ЄС річок України» (2018–2019 рр.) № держреєстр. 0118U002287, а також «Дослідження, оцінка та розробка заходів із збереження біотичного і ландшафтного різноманіття гірських річок на основі підходів Європейського союзу до створення планів управління річковими басейнами» (2015–2019 рр.) держ. реєстр. № 0115U001466.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Середа Т.М., Мантурова О.В. Біорізноманіття фітопланктону і мікрофітобентосу гірської ділянки р. Дністер та його приток // Екологічна наукова діяльність: в концепції сталого розвитку. – Зб. статей наук.-практ. конф. з міжнарод. участю, м. Житомир, 4 груд. 2018 р. – Житомир, 2018. – С. 290-296.

Borics G, Várbiro G, Grigorszky I, Krasznai E, Szabó S, Kiss K. A new evaluation technique of potamoplankton for the assessment of the ecological status of rivers // Arch. Hydrobiol. Suppl. 2007. 161 (3-4). – P. 465-486.

Kruk C., Peeters H. M., Van Nes E. H., Huszar V. L. M., Costa L. S., Sceffer M. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton // *Freshwater Biology*. 2010. Vol. 55. – P. 614-627.

Padisák, J., Borics G., Grigorszky I. et al. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblages index // *Hydrobiologia*. 2006. Vol. 553. – P. 1-14.

Reynolds, C. S., Irish A. E. Modelling phytoplankton dynamics in lakes and reservoirs: the problem of in-situ growth rates // *Hydrobiologia*. 1997. – P.5–17.

Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // *Journal of Plankton Research*. 2002. Vol. 24. № 5. – P. 417–428.

УДК [574.587+574.586] (285) (574.56)

А.А. СИЛАЄВА¹, О.В. ТОМЧЕНКО²

¹ Інститут гідробіології НАН України,

пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

² Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук НАН України,

вул. О. Гончара, 55-б, Київ 01054, Україна

ДИНАМІКА ЗООБЕНТОСУ І ЗООПЕРИФІТОНУ У ПЕРІОД СПУСКУ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА

Нестабільні умови існування, зокрема коливання рівня води, є важливими чинниками, що впливають на трансформацію екосистеми водойми та можуть привести до негативних наслідків.

З багатьох технічних і економічних причин у 2008 р. відповідно до «Програми зняття з експлуатації Чорнобильської АЕС» було ухвалено рішення про виведення з експлуатації і спуск водойми-охолоджувача (ВО). Упродовж останніх років, починаючи з 2014 р., за рахунок фільтрації та випаровування, відбувалось неконтрольоване зниження рівня води у цій водоймі. Цей процес призвів у першу чергу до змін морфометричних характеристик ВО, а відтак і до значних біотопічних змін, особливо у літоральній зоні.

Повне відокремлення колишніх «теплої» і «холодної» зон першої черги ВО, поява багатометрових мілководь, осушення кам'яного укріплення дамби, яке було основним біотопом для розвитку зооперіфітону, відбулося вже у 2015 р. Короткострокове і швидке зниження рівня води у ВО призвело до масового відмирання безхребетних, в основному дрейсенід. За проведеними оцінками у липні 2013 р. запас зооперіфітону у колишній «холодній» частині складав 1240,5 т, у «теплій» – 1039,7 т, запас зообентосу до 2013 р. до глибини 6–7 м складав 17135,7 т (Силаєва, Протасов, 2017). Проте, не дивлячись на надходження значної кількості органічної речовини, підвищення трофності до 2018 р. не відбулося.

У результаті зниження рівня води кардинально скоротилася кількість субстратів для розвитку зооперіфітону – на сучасному етапі це локально розташовані металеві конструкції, залишки деревини, каміння, поверхні мушель живих і відмерлих молюсків-перлівниць. Вкрай низький розвиток вищих водних рослин (ВВР), зокрема очерету, визначив практично відсутність епіфітонних угруповань безхребетних.

До 2018 р. в основному рівень води у ВО досяг стабільного рівня, зони водойми чітко відмежовані осушеними ділянками і поступово трансформуються в окремі водойми відповідно до колишніх руслових і заплавних ділянок р. Прип'ять. Значно скоротилась площа мілководних ділянок відносно загальної площі водного дзеркала,

зростання глибини відбувається різко від берега. Це визначило переважання сильно замулених пісків і мулів значної товщі у донних біотопах.

Дослідження безхребетних контурної підсистеми ВО проводили посезонно у 2016–2018 рр. Для аналізу процесу трансформації ВО використали дані дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) (Томченко та ін., 2017), була використана серія космічних знімків у літній період (кінець липня – серпень): Landsat 8 з просторовим розрізненням 15 м/піксель за 2014 р. та Sentinel-2A з просторовим розрізненням 10 м/піксель за 2015–2019 р. З використанням відповідних алгоритмів обробки матеріалів ДЗЗ було отримано тематичні карти ВО та розраховано площі суші та води.

Процес зниження рівня води проходив нерівномірно, так до серпня 2015 р. площа ВО зменшилася на 2,029, до серпня 2016 р. і 2017 р. – відповідно ще на 5,202 і 1,517 км², а загалом протягом 2014–2017 рр. – на 8,746 км² (Томченко..., 2017). У 2018 р. площі суші і водної поверхні були близькими, а у 2019 р. вперше площа суші перевищила площу водної поверхні і склала відповідно 13,036 і 8,593 км².

Аналіз розвитку зообентосу і зооперифітону у період зниження рівня води ВО показав, що така перебудова не вплинула на загальне таксономічне багатство безхребетних. Протягом 2016–2018 рр. у зообентосі відмічено 118, у зооперифітоні – 85 таксонів. Проте до 2018 р. у зообентосі відмічена тенденція зниження багатства, зокрема Amphipoda, що пов'язано у першу чергу зі зникненням дрейсенід у донних угрупованнях. У зооперифітоні чіткої тенденції зниження таксономічного багатства відмічено не було.

Загалом розподіл кількісних показників зообентосу і зооперифітону по акваторії ВО та посезонно характеризувався високою гетерогенністю, види-домінанти за кількісними показниками розрізнялися і не мали певної закономірності розподілу. Біомасу «м'якого» зообентосу на значних глибинах визначали крупні личинки хірономід, на прибережних ділянках – ракоподібні. Рівень розвитку дрейсенових поселень на ділянках літоралі до 2018 р. в цілому був того ж порядку, що і впродовж попередніх років досліджень. Високу чисельність зооперифітону визначали ракоподібні, олігохети і личинки хірономід, біомасу – дрейсеніди; кількісні показники відрізнялися, зокрема залежно від субстрату.

До 2018 р. кількісні показники зообентосу значно скоротилися – відносно 2016 р. чисельність знизилася у 2,5 разу, біомаса – у 98,6 разу. Аналогічним чином знизилася чисельність і біомаса зооперифітону – відповідно у 3,5 і 9,3 разу.

У період перед спуском ВО була відмічена відносна стабільність складу і рівня розвитку угруповань безхребетних бентосу і перифітону (Силаєва, Протасов, 2016, Силаєва, Протасов, 2017). Результати досліджень у період спуску показали, що у контурній підсистемі посилилась неоднорідність таксономічного багатства, чисельності, біомаси безхребетних, як в просторі, так і у часі, відбулося кардинальне зниження кількісних показників.

У подальшому процес трансформації ВО у окремі невеликі озера зі значними муловими відкладами у донних біотопах визначить невисокий рівень розвитку зообентосу з домінуванням олігохет-тубіфіцид та личинок хірономід *Procladius ferrugineus* Kieff. і *Chironomus plumosus* L. Відсутність твердих субстратів визначить подальше збідніння таксономічного складу зооперифітону і зниження кількісних показників. Процес заростання берегів ВВР визначить переважання епіфітонних угруповань з домінуванням олігохет-наїдів і личинок хірономід.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Силаєва А., Протасов О. Довгострокові зміни у контурних угрупованнях водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС: The scientific proceedings of the

international network AgroBioNet «Biodiversity after the Chernobyl accident». Part II. – Nitra : Slovak University of Agriculture, 2016. – P. 211–214.

Силаева А.А., Протасов А.А. Характеристика группировок беспозвоночных бентоса и перифитона водоема-охладителя Чернобыльской АЭС перед выводом его из эксплуатации // Гидробиол. журн. – 2017. – Т. 53, № 6. – С. 70–86.

Силаева А.А., Протасов А.А., Степанова Т.И. Основные этапы макросукцессии контурной (зооперифитон и зообентос) подсистемы водоема-охладителя Чернобыльской АЭС. – «Проблеми Чорнобильської зони відчуження». Наук.-техн. зб. – Вип. 18. – Славутич, 2018. – С. 67–74.

Томченко О.В., Силаева А.А., Протасов О.О. Використання даних космічних спостережень за земною поверхнею для оцінки трансформації літоральної зони водойми охолоджувача за умови зниження рівня води. – Proceed. V Intern. Scientific and Technical Conf. «Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects», 26–27 Oct., 2017. – Kyiv, 2017. – P. 207–209.

УДК 594.1 (262.5)

С.В. СТАДНІЧЕНКО

ДУ «Інститут морської біології» НАН України,
Пушкінська, 37, Одеса 65011, Україна

МІНЛИВІСТЬ ПОПУЛЯЦІЙНОЇ СТРУКТУРИ МІДІЇ *MYTILUS GALLOPROVINCIALIS* LAMARCK, 1819 В РАЙОНІ О. ЗМІЙНИЙ

Мідія *Mytilus galloprovincialis* є важливим елементом екосистеми Чорного моря. Освоюючи донні субстрати практично всіх типів, і володіючи високою плодючістю, цей вид двостулкових молюсків здатний створювати поселення високої щільності. Мушлі молюска використовуються як субстрат для прикріплення водоростей і багатьох безхребетних. Як активні і чисельні фільтрувальники, мідії очищають воду від зважених частинок і органічного забруднення. Дорослі мідії цінними харчовими об'єктами і служать сировиною для різноманітних лікувально-профілактичних препаратів.

Для північно-західної частини Чорного моря, як дуже опрісненого регіону, з високим рівнем евтрофування вод, характерна досить значна нестабільність розмірно-вікової структури поселень мідій як в просторі, так і в часі (Шурова, 2008). Це особливо зв'язано з рівнями евтрофування вод, які наводять до заморів донних мешканців, в тому числі і мідій. Популяційні характеристики мідії в поселеннях дуже мінливі і розрізняються великими варіаціями по чисельності і біомасі. Висока міра евтрофування вод північно-західного шельфу Чорного моря, що спричиняє поширення зон гіпоксії з загибеллю дорослих мідій, викликає значне омолодження популяції молюска. Омолодження і спрощення розмірно-вікової структури поселень молюска північно-західного шельфу Чорного моря, що почалося в кінці 80-х років і активно продовжувалося в 90-х роках, дещо стабілізувалися в 2010 рр. Проте повного її відновлення до рівня середини 80-х років ще не відбулося. Істотний вплив на поповнення поселень мідії молоддю, а також і на формування розмірно-вікової структури в цілому також діють зміни солоності вод. Опріснення вод нижче 10 ‰ наводить до істотного зменшення фільтраційної активності мідій, що негативно позначається на рості, статевому дозріванні і виживаності молюсків і їх личинок і приводить до спрощення розмірно-вікової структури їх поселень

Чисельність і біомаса мідій, як показники стану поселень молюска, є наочним результатом взаємодії організму з середовищем, оскільки визначаються мірою адаптації молюска до чинників середовища, що змінюються. Однією з головних причин зниження

чисельності і біомаси мідій на північно-західному шельфі Чорного моря є гіпоксія, що викликає зниження темпів росту і високу загибель моллюсків. У різні роки і в різних районах північно-західного шельфу, явище гіпоксії має різну інтенсивність, що і служить причиною між річних і регіональних відмінностей популяційних характеристик мідій.

У пригирлових районах басейнів великих річок, таких як Дунай, Дніпро і Дністер, на зміни популяційної структури мідій значний вплив мають між річні коливання обсягу стоку цих річок. Раніше ми аналізували залежність біомаси і щільності поселень мідій різних районів північно-західної частини Чорного моря від обсягу стоку р. Дунай (Стадніченко, 2013).

Метою цих досліджень стало виявлення залежності популяційних характеристик моллюска від обсягу стоку річки Дунай всередині одного локального поселення мідії. Для визначення впливу на динаміку чисельності і біомаси мідії річного стоку р. Дунай, як значного фактору опріснення морських вод, була проаналізована популяційна структура природних поселень мідії *M. galloprovincialis* в прибережному районі о. Зміїний, якій розташований навпроти гирла р. Дунай (північно-західна частина Чорного моря) з 2009 по 2016 рр. В аналізі мінливості частки *trossulus*-подібних моллюсків по глибині аналізували поселення, відібрані в 2016 р. в діапазоні глибин від 0,5 до 15 м.

Максимальні значення середньої біомаси мідії в поселеннях спостерігали в 2009 і 2014 рр. (16265 і 14336 г·м⁻² відповідно). В 2016 р. біомаса зменшилася, в середньому склала 5849 г·м⁻². Виявлена негативна залежність зміни біомаси моллюска в поселенні від обсягу стоку р. Дунай ($F = 3.45$; $p = 0.0334$).

Аналогічний характер мінливості популяційних характеристик - середньої маси і середньої довжини мідії в поселенні, в залежності від обсягу стоку р. Дунай ($F = 9.73$; $p = 0.0005$; $F = 4.12$; $p = 0.015$ відповідно).

Чисельність мідій в поселеннях за розглянутий проміжок часу варіювала в широких межах – від 1563 екз·м⁻² в 2015 р. до 13177 екз·м⁻² в 2014 р. У 2016 р. середня чисельність склала 4222 екз·м⁻².

Середня довжина мушлі мідії варіює в широкому діапазоні – від 9,69 до 36,77 мм. Максимальна довжина моллюска, який був зустрінутий в прибережному районі о. Зміїний склала 78,5 мм у 2009 р., в 2016 р. – 52,5 мм., про те в попередні роки моллюски с довжиною 73 мм ще зустрічалися. Модальним класом довжини мідій зазвичай являлись найдрібніші сеголетки (1,5–10 мм), проте навесні 2011 р. в поселенні переважали особини завдовжки 20–30 мм, що свідчить про зменшення осіннього осідання молоді внаслідок аномального жаркого літа 2010 р. Проведені раніше дослідження (Shurova, 2000) показали, що мідії розмірної групи 20–40 мм є найбільш стійкими до відсутності кисню. В листопаді 2011 р. знову спостерігалася домінування молоді (1,8–10,0 мм). Для цих поселень мідій виявлено максимальне значення *PB*-коефіцієнта і мінімальний рівень виживаності – 24 %, що може бути наслідком гіпоксії, викликаной екстремально високою температурою в 2010 р.

Значна мінливість популяційних характеристик мідії пов'язана також з відмінностями їх морфологічної структури. В Чорному морі серед нативних *M. galloprovincialis* присутні мідії, які за морфологічними та фізіологічними особливостями не відрізняються від *M. trossulus* з інших регіонів (Шурова, 2013). Такі мідії визначаються як тип *B* (*trossulus*-подібні) по співвідношенню зовнішнього призматичного і внутрішнього перламутрового шарів в районі лігаменту на внутрішній поверхні стулок, у яких призматичний шар прослідковується під задньою частиною лігаменту. Ці моллюски відрізняються меншою швидкістю росту, смертність їх в поселеннях вище, ніж у нативних мідії *M. galloprovincialis*, які визначаються як морфологічний тип *A*. Найбільш багато чисельні *trossulus*-подібні особини серед молодих моллюсків, а також у прибережних опріснених водах, найбільш схильних до антропогенної дії.

Раніше було помічено (Золотарев, 2013), що на популяційні характеристики поселень мідій особливий вплив має солоність вод, яка у значній мірі визначається кількістю прісноводного стоку. Тому було проаналізовано зв'язок деяких характеристик поселень мідій з об'ємом річного (за календарний рік) стоку. Дисперсійний аналіз залежності частки *trossulus*-подібних молюсків при використанні в якості коваріати мінімальної довжини молюска в поселенні, показав статистично значущу відмінність під впливом річного стоку р. Дунай ($F = 5.69$; $p = 0.0064$). Згідно з аналізом змін морфологічної структури мідій за даний період часу, кількість мідій морфологічного типу *B* статистично значимо змінюється по роках ($F = 3.2$; $p = 0.019$). Дисперсійний аналіз залежності частки *trossulus*-подібних молюсків при використанні в якості коваріатів мінімальної та максимальної довжини молюска в поселенні, показав статистично значущу відмінність між розглянутими глибинами ($F = 6.96$; $p = 0.0215$).

Багатофакторний аналіз залежності біомаси молюска в поселенні при використанні як коваріати глибини мешкання показав статистично значущу відмінність під впливом річного стоку р. Дунай ($F = 5.78$; $p = 0.0061$).

Важливий популяційний показник – виживаність мідій, за проаналізований проміжок часу варіював в широких межах – від 24 до 77 %. Багатофакторний аналіз виявив негативну залежність виживаності молюсків в поселеннях від обсягу річного стоку р. Дунай ($F = 4.58$; $p = 0.012$), який проте не залежить від частки *trossulus*-подібних мідій в поселенні і глибини існування.

Таким чином, проведені дослідження популяційної структури мідії кам'янистій літоралі о. Зміїний виявили міжрічні відмінності розмірно-вікової і морфологічної структури під впливом різноманітних умов морського середовища, зокрема річного стоку річки Дунай. Відмінності популяційних характеристик різних морфологічних груп мідій свідчать про високу фізіологічну різноманітність чорноморського молюска, яка сприяє збільшенню загальної чисельності і біомаси його популяції і розширює можливості існування мідій у північно-західній частині Чорного моря в умовах низької солоності, евтрофування та гіпоксії вод.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Золотарев В.Н. Шурова Н.М., Стадниченко С.В. Прогнозирование популяционных характеристик морских моллюсков при изменениях объема стока Дуная // Системы контроля окружающей среды: Сб. науч. тр., НАН Украины. – 2013. – Вып. 19. – С. 273–279.

Стадниченко С.В., Шурова Н.М., Золотарев В.Н. Пространственно-временные изменения популяции мидий *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 в северо-западной части Черного моря // Биоразнообразие и роль животных в экосистемах. – Материалы VII Междунар. науч. конференции. – Днепропетровск: Адверта, 2013. – С. 68–70.

Шурова Н.М. Стадниченко С.В. Изменения морфологических и функциональных характеристик черноморской мидии как результат антропогенного воздействия на прибрежные комплексы северо-западного шельфа Черного моря // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – 2008. – 17. – С. 353–356.

Шурова Н.М. Структурно-функциональная организация популяции мидий *Mytilus galloprovincialis* Черного моря. – Киев: Наукова думка, 2013. – 208 с.

Shurova N. M. Influence of hypoxia on the state of the population of the Black Sea mussels // The Black Sea Ecological Problems: collected papers – Odessa, 2000. – P. 286–290.

УДК (574.63:579.68)

Є.В. СТАРОСИЛА

Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграду, 12, Київ 04210, Україна

МІКРОБОЦЕНОЗ ЛЕНТИЧНИХ ЕКОСИСТЕМ МОДЕЛЬНИХ ВОДОЙМ В УМОВАХ УРБОЛАНДШАФТУ

На стан водних об'єктів на територіях міст та населених пунктів впливають високі темпи урбанізації. Внаслідок техногенного процесу різні компоненти навколишнього природного середовища на урбанізованих територіях зазнають значного ступеню антропогенного впливу. Гідроекосистеми мегаполісів використовуються як водойми комплексного призначення, що призводить до забруднення їх басейнів і порушень у природному балансі поверхневих вод, а також сприяє зміні їх трофічного статусу. Ліквідація окремих ланок трофічного ланцюга в таких екосистемах призводить до змін структурно-функціональних параметрів складових біоценозу та порушенню взаємозв'язків між гідробіонтами різних трофічних рівнів. Під антропогенним впливом мікробоценози води та донних відкладів змінюються у першу чергу, оскільки найбільш швидко реагують на забруднення, відображаючи стан екосистем.

Матеріалом для досліджень були проби бактеріопланктону та бактеріобентосу, відібрані у озерах Опечень Нижнє (Йорданське) та Вербне, що розташовані на території м. Києва. Водні об'єкти характеризуються різними режимами проточності, відсутністю санітарно-захисної зони, локалізацією у промисловій та житлово-будівній зонах, рекреаційним навантаженням. Представлено матеріали мікробіологічного моніторингу озер влітку 2018 р. Воду та донні відклади відбирали на трьох станціях в кожному з озер – прибережна літораль з різною інтенсивністю розвитку макрофітів та центральна частина. Донні відклади на станціях відбору були представлені дисперсними пісками середньої крупності та детритними мулами, що містили рештки гідробіонтів та водяних рослин. Глибина відбору становила 0,5-0,7 та 8,0-10,0 м. Проби детритних донних відкладів були масткими за консистенцією та мали сірководневий запах. Під час експедиційного виїзду температура води на станціях відбору становила у оз. Опечень Нижнє – 24,6-25,0 °С, у оз. Вербне – 24,6-24,7 °С. Поблизу місць відбору проб на озерах відмічали зарості вищої та зануреної водної рослинності, інтенсивний розвиток ціанопрокаріот, водоплавних птахів та значне рекреаційне навантаження. Прозорість води у оз. Опечень Нижнє була 1,15-1,20 м, а в оз. Вербне – 0,95-1,0 м. Відомо, що за результатами попередніх досліджень згідно екологічних нормативів якості поверхневих вод характеристика води озер за ступенем її чистоти (забрудненості) (Романенко та ін., 2001) відносилась до категорій «слабо забруднені – дуже брудні» (Старосила, Копча, 2018, Starosyla et al., 2019).

Для вивчення чисельності та морфологічних параметрів бактеріопланктону та бактеріобентосу готували препарати на чорних полікарбонатних мембранних фільтрах (Millipore, $d_{пор} = 0,22$ мкм), з подальшим забарвленням препаратів флуорохромом 4,6-діамідіно-2-феніліндол (Кузнецов, Дубініна 1989, Methods..., 2001). Досліджування проводили використовуючи мікроскоп AxioImager A1 (Zeise) на базі Центру колективного користування приладами інституту. Для визначення у бактеріопланктоні та бактеріобентосі мікроорганізмів з різними трофічними потребами проби води та донних відкладів висівали на рибопептоний та голодний агар (Кузнецов, Дубініна, 1989). Серед евтрофних бактерій враховували чисельність мікроорганізмів з активною електронно-транспортною системою (Олейник, Кабакова, 1995).

Чисельність бактеріопланктону в досліджуваних озерах залежала від місця відбору проб. Так у оз. Опечень Нижнє вона була від 3,5 до 4,9 млн.кл/см³.

Максимальні значення фіксували біля стихійного пляжу, що може бути наслідком рекреаційного навантаження, згінно-нагіних явищ, годівлею водоплавних птахів тощо. У оз. Вербне кількість бактеріопланктону коливався від 2,6 до 5,0 млн.кл/см³, а максимальні показники, подібно до попередньої водойми, реєстрували на ділянці озера, що характеризується значною зоною для рекреації (офіційний пляж). За системою комплексної оцінки якості поверхневих вод (Романенко та ін., 2001) стан озер за величинами кількості бактеріопланктону можна віднести до III класу якості та 4 категорії якості води, тобто «слабо забруднені», β⁰-мезасапробні, евтрофні. В цілому показники чисельності бактеріопланктону досліджених озер, розташованих на урбанізованій території були характерні для евтрофних антропогенно змінених водойм.

Чисельність бактеріобентосу у озерах, подібно до бактеріопланктону, залежала від локалізації станції відбору. У оз. Опечень Нижнє цей показник коливався у межах від 4,7 до 38,8, а у оз. Вербне – від 6,8 до 49,2 млрд.кл/г. Максимальні значення для обох водних об'єктів відмічені у детритних мулах із глибини водойми. Зафіксована значна варіабельність показників кількості бактеріобентосу обумовлена характерною для донних відкладів мозаїчністю фізико-хімічних параметрів, які впливають на просторове розподілення і функціонування бентосу. В цілому, показники чисельності бактеріобентосу досліджених озер були подібні зафіксованим для інших різнотипних водних об'єктів.

Морфологічний склад бактеріопланктону в оз. Опечень Нижнє характеризувався домінуванням коків, а в оз. Вербне – реєстрували ще й значну долю нитчатих форм мікроорганізмів. Аналіз морфологічних форм бактеріобентосу в озерах виявив у ньому значну частка коків та агрегованість клітин у мікроколонії. Відомо, що утворення агрегатів колоній та збільшення чисельності нитчастих форм є специфічною реакцією мікробіоценозу на виїдання вищими трофічними рівнями (Oleynik et al., 2011). Морфологічний склад бактеріобіоценозу води та донних відкладів досліджуваних озер подібний до тих, що відмічаються у різних типах водних екосистем (річках, ставках, водосховищах, лиманах, морях).

Вивчення екології мікроорганізмів базується на функціональних та трофічних зв'язках. Підрахувавши кількість бактерій, що виростили на поживних середовищах з різною концентрацією та якісним складом органічної речовини, отримують уявлення про різноманітність мікробіоценозу у природному середовищі існування. Отже, кількість евтрофних бактерій у воді оз. Опечень Нижнє знаходилася у межах 104,4-121,6, а у оз. Вербне – 133,6-167,6 тис.кл/см³. Максимальні значення в обох озерах були зафіксовані, подібно показникам чисельності бактеріопланктону, на акваторії біля зон відпочинку населення. Доля клітин з активною електронно-транспортною системою була в середньому відповідно 93,3 та 68,1 % чисельності евтрофних бактерій, що свідчить про інтенсивність процесів життєдіяльності бактерій у воді озер. За системою комплексної оцінки якості поверхневих вод (Романенко та ін., 2001) стан озер за показниками кількості евтрофних бактерій можна віднести до V класу якості та 7 категорії якості води, тобто «дуже брудні», полісапробні, гіпертрофні. Подібні результати були отримані при вивченні хімічних речовин біогенного характеру та мікробіологічному моніторингу у попередні роки (Старосиала, Копча, 2018, Starosyła et al., 2019).

Кількість оліготрофних бактерій у воді оз. Опечень Нижнє коливалася від 44,0 до 60,0 тис.кл/см³. Максимальні значення були відмічені на станції зі значною площею вегетування вищої водної рослинності. У воді оз. Вербного чисельність оліготрофних бактерій коливалася у межах 31,4-105,6 тис.кл/см³. Максимальні показники спостерігали на станції поблизу пляжу. В цілому для озер відмічали, що чисельність евтрофних бактерій переважала над числом оліготрофних, а їх відношення становило в середньому відповідно 2,3 та 2,8. Це свідчить про значний вміст у воді озер легкоокисненої органічної речовини.

У донних відкладах чисельність евтрофних бактерій у оз. Опечень Нижне змінювалася в межах від 105,5 до 906,0, а у оз. Вербне – від 151,7 до 646,5 тис.кл/г. Максимальні значення для обох озер, як і чисельності бактеріобентосу, спостерігали у детритних мулових відкладах з глибини водойм, що свідчить про накопичення ними доступної органічної речовини. Про інтенсивність процесів життєдіяльності бактерій у донних відкладах свідчить доля клітин з активною електронно-транспортною системою, що становила в середньому відповідно 83,2 та 87,9 % кількості евтрофних бактерій. Кількість оліготрофних бактерій у пробі донних відкладів з оз. Опечень Нижне була 62,0-394,0 тис.кл/г, а максимальні значення відмічали у детритних мулах, що пов'язано з характером донних відкладів. Чисельність евтрофних бактерій у озері була більшою за кількість оліготрофних бактерій, відношення між ними становило в середньому 2,1. У донних відкладах оз. Вербне чисельність оліготрофних бактерій складала від 52,6 до 232,7 тис.кл/г. Максимальні показники спостерігали на ділянці з вегетуючою вищою водною рослинністю. В цілому у водоймі чисельність евтрофних бактерій переважала над числом оліготрофних бактерій, відношення між ними становило в середньому 5,0. Дані, отримані при вивченні кількості евтрофних та оліготрофних бактерій, а також клітин з активною електронно-транспортною системою води та донних відкладів озер показало, що порядок значень та амплітуда коливань показників, характерні для багатьох водних екосистем.

За результатами мікробіологічного моніторингу для літнього сезону було характерним тенденція збільшення показників досліджуваних величин порівняно з весняними. В цілому чисельний розвиток бактеріопланктону та бактеріобентосу досліджених озер, розташованих на урбанізованій території, залежав від теригенного стоку з прилеглих територій, рекреаційного навантаження, внутрішніх факторів водойми, що визначали їх кількість на момент відбору проб. Співвідношення між показниками чисельності евтрофних та оліготрофних бактерій у воді та донних відкладах визначалася якістю органічної речовини, а саме, вмістом у ній значної кількості біохімічно нестійких з'єднань. За показниками кількості мікроорганізмів у воді за системою комплексної оцінки якості поверхневих вод спостерігали тенденцію погіршення якості води протягом сезону весна-літо. Очевидно, що техногенний процес спричиняє зміни у водних об'єктах, викликаючи порушення природного балансу і, як наслідок, стану та складових екосистем озер.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. – М.: Наука, 1989. – 288 с.
- Олейник Г.Н., Кабакова Т.Н. Бактериопланктон Сасыкского водохранилища // Гидробиол. журн. – 1995. – 31, № 3. – С. 47–58.
- Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксінок О.П. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. – К.: Мінекоресурсів України, 2001. – 48 с.
- Старосила Є.В., Копча Н.М. Оцінка стану екосистем водойм в умовах антропогенного навантаження // Водні екосистеми та збереження їх біорізноманіття: збірник наукових праць I Всеукраїнської науково-практичної конференції, 11-12 квітня 2018 р. – Житомир. – 2018. – С. 156-159.
- Methods in microbiology / Ed. by In: J.H. Paul. – USA: Academic Press, 2001. – 30. – 657 p.
- Oleynik G.N., Yurishinets V.I., Starosila Ye.V. Bacterioplankton and bacteriobenthos as biological indicators of aquatic ecosystem state // Hydrobiol. J. – 2011. – Vol. 47, N 2. – P. 37–48.

Starosyla Yev., Volikov Yu., Rybka T. Environmental rating of water quality of the urbanized territories (example, Kyiv's water objects) // Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології: тези доповідей VII Всеукраїнської наукової конференції з міжнародною участю присвяченої 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України, 13-14 листопада 2018 р. – Київ: Ніка Центр, 2018. – С. 100.

УДК 582.263:581.152(581.143.28)

О.І. УВАЄВА¹, А.П. СТАДНИЧЕНКО², Д.А. ВИСКУШЕНКО², А.П. ВИСКУШЕНКО²

¹Державний університет «Житомирська політехніка»,

вул. Чуднівська, 103, Житомир 10005, Україна

²Житомирський державний університет імені Івана Франка,

вул. В. Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

РОЛЬ МАЛАКОФАУНИ УКРАЇНИ У БІОІНДИКАЦІЇ СТАНУ ЇЇ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

Нагальним завданням сучасності в умовах мультифакторного антропогенного впливу на гідроекосистеми є всебічна оцінка стану поверхневих вод і їх населення (Романенко, 2004; Афанасьєв, 2018), у чому числі із застосуванням методу біоіндикації (Оксиюк, Давыдов, 2012). З усіх таксонів макрзообентосу саме молюски (Gastropoda, Viviparidae) є вкрай зручними об'єктами для біоіндикаційних досліджень. Це крупні, малорухомі, широко розповсюджені, досить чисельні, легкодоступні гідробіонти, видова ідентифікація котрих не викликає жодних утруднень. Аби оцінити перспективність використання цих молюсків як індикаторів стану водних об'єктів необхідною є інформація щодо впливу різних поллютантів як на популяційні характеристики цих тварин, так і на фізіологічний статус особин.

Мета дослідження – оцінити інформативність популяційних характеристик і швидких поведінкових і фізіологічних реакцій калюжниць *Viviparus viviparus* (Linnaeus, 1758) і *V. contectus* (Millet, 1813) для біоіндикації у системі екологічного моніторингу стану об'єктів гідромережі України.

Видова належність калюжниць встановлена за (Piechocki, Wawrzyniak-Wydrowska, 2016). Задля інтегральної оцінки рівня забрудненості води, ступеня її сапробності, рівня вмісту в ній біохімічно окисненої органіки використано показник БСК₅ (Гусева и др., 2007). Матеріал дослідження: *V. viviparus* зібрано у альфамезосапробній і полісапробній зонах низки малих річок Українського Полісся (Уваєва, 2018), а *V. contectus* – у таких же зонах сапробності річок Українського Лісостепу (Иззатуллаев и др., 2016).

З'ясовано, що зростання рівня забруднення річок Центрального Полісся органікою веде до зменшення середньої маси (співвідношення біомаси і щільності населення) *V. viviparus*. Так, на урбанізованих ділянках полісапробної зони річок Тетерів, Кам'янка, Крошенка (у межах Житомира) цей показник становить 1,9–2,3 г, тоді як в альфа-мезосапробних зонах Случа, Ірші і Уборті він сягає значень 3,0–3,5 г.

Кореляційним аналізом встановлено наявність тісного зворотного зв'язку ($r=-0,72$) між середньою масою особин у популяціях *V. viviparus* і вмістом органіки у воді (за БСК₅). Це є надійним свідченням можливості використання цього показника як одного з критеріїв при оцінюванні рівня забруднення (переважно органікою) водного середовища.

Ще на початку ХХ ст. В. І. Жадіним (1928) було зауважено, що конхіологічні особливості у молюсків одного і того ж виду добутих із різних типів водойм неоднакові. Аби оцінити інформативність конхіологічних параметрів *V. viviparus* для біоіндикації проаналізовано середні значення висоти черепашки статевозрілих (2–3-

річних) особин з різного типу річок. Виявлено зменшення середньої висоти черепашки моллюсків по мірі зростання забруднення середовища органікою. Найвищі для *V. viviparus* значення згаданого вище показника (22,3–24,0 мм) виявлено у межах альфа-мезосапробної зони Случа, Ірші, Уборті, Жерева, а найнижчі (19,8–21,0 мм) – у полісапробній зоні Тетерева, Кам'янки, Крошенки, Лісової.

Вищенаведені дані дозволяють припустити, що зростання евтрофікації водойм (БСК₅ понад 4 мг О₂/дм³) негативно відбивається на обмінних процесах у *V. viviparus*, що впливає на особливості її морфометрії і інтенсивності росту загалом.

Застосуванням багатофакторного дисперсійного аналізу встановлено суттєвий вплив на значення середньої висоти черепашки у статевозрілих *V. viviparus* як рівня вмісту органіки у воді ($F=5,46$; $p=0,07$), так і вмісту в ній розчиненого кисню ($F=3,09$; $p=0,15$). Гадаємо, що значення середньої висоти черепашки статевозрілих особин доцільно використовувати при визначенні рівня забруднення органікою природних вод.

У літньо-осінній період співвідношення статей у популяціях *V. viviparus* здебільшого становить 1 : 1. Проте значення вторинної статевої структури у популяціях з різного типу водойм розбіжні. Так, у бета-мезосапробній зоні поліських річок (значення БСК₅ відповідає такому ГДКрг) співвідношення статей у популяціях *V. viviparus* є приблизно однаковим, тоді як у альфа-мезосапробній і полісапробній їх зонах зазвичай має місце домінування самок, рідше – молодих самців. Напевне такі зміни у популяціях цього моллюска є проявом адаптивної стратегії його розмноження в умовах трансформованого середовища.

Результати багатофакторного дисперсійного аналізу доводять, що вагомий вплив на співвідношення статей у популяціях *V. viviparus* відіграють вміст органіки у воді ($F=3,23$; $p=0,15$), її мінералізація ($F=3,62$; $p=0,13$) і оксигенізація ($F=3,60$; $p=0,13$).

Токсикологічними дослідженнями доведено, що у середовищах з концентрацією іонів цинку 0,001–10000 мг/дм³, у *V. contectus* захисна реакція полягає у пересуванні особин за межі затруєного середовища або у щільному замиканні кришечки черепашки. За 0,001–10 мг/дм³ відбувається помірне ослизнення шкірних покривів тіла. Це – захисна реакція, котра запобігає проникненню іонів цинку у внутрішнє середовище моллюска. Вміст цього токсиканта у середовищі від 100 мг/дм³ викликає потужне ослизнення, що є свідченням розвитку у них патологічного процесу. Одночасно з цим має місце гіпергідратація тварин (поява розлитих набряків тіла, втрата рухомості, абортів зародків). Результати проведеного дослідження дозволяють рекомендувати використання швидких поведінкових і фізіологічних реакцій *Viviparidae* як експрес-метод для встановлення приблизного рівня забруднення природних басейнів іонами цинку, зумовленого аварійними скидами або стоками відходів різних промислових підприємств.

Отже, такі показники як середня маса особини, середня висота черепашки статевозрілих (2–3-річних) моллюсків, співвідношення самців і самок у популяціях *V. viviparus* і швидкі поведінкові і фізіологічні реакції у *V. contectus* можуть слугувати для оцінювання екологічного благополуччя водойм.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Афанасьев С.О. Проблемы і розвиток досліджень екологічного стану гідроекосистем України в аспекті імплементації директив ЄС в галузі довкілля // Гидробиол. журн. – 2018. – 54, № 6. – С. 3–17.

Гидрохимические показатели состояния окружающей среды : справочные материалы / под ред. Т. В. Гусевой. – Москва : ИНФРА-М, 2007. – 192 с.

Жадин В. И. Исследования по экологии и изменчивости *Vivipara fasciata* Müll. Монографии Волжской биологической станции. – Саратов, 1928. – № 3. – С. 1–94.

Иззатуллаев З.И., Стадниченко А.П., Янович Л.Н., Вискушенко Д. А. Влияние ионов цинка водной среды на быстрые поведенческие и физиологические реакции *Contectiana contecta* (Mollusca, Gastropoda, Pectinibranchia, Viviparidae) // Научн. вестн. Самарканд. гос. ун-та. – 2016. – № 1. – С. 160–164.

Оксиюк О. П., Давыдов О. А. Санитарная гидробиология в современный период. Основные положения, методология, задачи // Гидробиол журн. – 2012. – 48, № 6. – С. 50–65.

Романенко В.Д. Основы гидроэкологии. – Киев: Генеза, 2004. – 664 с.

Увасва О. І. Молюски родини Viviparidae (Gastropoda, Pectinibranchia): структурно-функціональна організація популяцій, біоіндикаційні можливості та роль в очищенні водойм Українського Полісся: автореф. дис. ... докт. біол. наук. – Одеса, 2018. – 43 с.

Piechocki A., Wawrzyniak-Wydrowska B. Guide to the freshwater and marine mollusca of Poland. – Poznań : Bogucki Wydawnictwo Naukowe, 2016. – 280 p.

УДК 582.232:579.262

Л.М. ЧЕБАН, Ю.А. МЕЛЬНИК

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

Коцюбинського, 2, Чернівці 58000, Україна

БАКТЕРІАЛЬНА СКЛАДОВА АЛЬГОКУЛЬТУРИ *NOSTOC LINCKIA* (ROTH.) BORNET EX BORNET & FLAHAULT

Поверхня таломів або окремих клітин водоростей є ідеальним екологічним середовищем для багатьох мікроорганізмів, що знаходять тут оптимальні умови для свого існування. Такі асоціації як у природних, так і в лабораторних умовах формують тяжі (мати) з щільних слизових скупчень, утворених переплетенням їх трихомів (Игнатенко М.Е., 2008). Склад бактерій-консорціумів водоростей-детермінантів характеризується, з одного боку, специфічністю і відрізняється у різних видів водоростей, з іншого – може змінюватися залежно від екологічних чинників та внаслідок зміни метаболітів водоростей різного фізіологічного стану, віку (Jordan B. R., 2004). Це відкриває нові перспективи використання водоростей для біотестування, розглядаючи їх не як тест-об'єкти, а як тест-системи, закладає наукову основу створення альгобактеріальних асоціацій (альгоконсорціумів) з цінними властивостями. Також дає основу для розуміння унікальної здатності водоростей освоювати різні субстрати, існувати в умовах токсичних відвалів, антропогенно забруднених земель тощо (Мальцева І. А., 2007).

В продуктивності щодо метаболітів аксенічних культур і асоціацій є широко визнана відмінність, а отже є потенційні переваги використання консорціумів у біотехнології. Можна повністю замінити природні бактеріальні супутники водоростей на заздалегідь запрограмовану мікрофлору спрямованої дії. Пропоновані основні переваги включають збільшення продуктивності водоростей (накопиченої біомаси) змішаних культур, покращення захисту рослин від патогенних та шкідливих організмів, зниження енерговитрат, підвищення стабільності врожаю тощо (Ortiz-Marquez J.C., 2012).

Для виділення аксенічної культури водорості та вдалого підбору ефективного гетеротрофного компоненту з метою подальшого конструювання штучного консорціуму необхідно дослідити бактеріальний склад альгологічно чистої культури. Отже, метою даної роботи було вивчення бактеріальної складової альгокультури *Nostoc linckia* з метою подальшого конструювання штучного альгобактеріального консорціуму, а також дослідження на прикладі даної культури симбіотичних зв'язків,

що формуються у природних консорціумах.

Об'єктом дослідження була альгологічно чиста культура *Nostoc linckia*, яка підтримується в колекції Інституту біології, хімії та біоресурсів ЧНУ.

Вихідну культуру *N. linckia* культивували на стерильному середовищі Фітцджеральда. Тривалість одного пасажу не перевищувала 30 діб. Всі маніпуляції із пересіву культури проводили в умовах ламінар-боксу.

Клітини трихоми ностока утворюють слизисті продукти, які об'єднуючись формують загальний колоніальний слиз. В альгобактеріальних матах саме у слизових утвореннях водоростей локалізуються бактерії (Doris G, 2015), а тому матеріал для їх дослідження відбирали саме з слизового чохла. Для аналізу бактеріальної складової залучали методи отримання чистих бактеріальних культур, а для їх ідентифікації – біохімічні експрес-методи. Було отримано вісім ізолятів бактеріальної мікрофлори ностока.

В першу чергу, відмічали характер росту отриманої бактеріальної культури: утворення плівки на поверхні, осаду, скупчень, помутніння живильного середовища в умовах рідкої культури та форму, розмір, характер краю і колір колоній на твердому живильному середовищі.

Першим етапом ідентифікації бактеріофлори було диференційне фарбування за Грамом клітин отриманих чистих культур. Відмічено, що два з восьми зразків утворюють форму паличок, інші – коки, рівно половина бактерій були грамнегативними та грампозитивними.

Для виявлення наявності індубібельних ферментів у досліджуваних ізолятах скористались середовищами Гісса та зробили висновки, що більшість ізолятів виражено ферментують глюкозу, а маніт і лактозу – гірше.

Функціональна система «пероксид водню водоростей – каталазна активність бактерій», яка може регулювати кількість і чисельність компонентів альгобактеріальної асоціації, є основою антагоністичного зв'язку в альгобактеріальних консорціумах (De Philipps R., 2006). Саме тому при ідентифікації наявних ізолятів було вирішено звернути увагу на оцінку каталазної активності. У п'яти з восьми зразків якісна реакція на каталазну активність дала позитивний результат.

Проведені мікробіологічні та біохімічні маніпуляції дозволили ідентифікувати представників включно до роду. Встановлено, що бактеріальна складова альгокультури *N. linckia* складається з мікроорганізмів, які належать до таких груп: грампозитивні коки (*Micrococcus*), грампозитивні палички здатні до спороутворення (*Bacillus*), грампозитивні палички неправильної форми (*Microbacterium*, *Arthrobacter*), грамнегативні аеробні палички і коки (*Acinetobacter*, *Azotobacter*, *Azomonas*, *Pseudomonas*).

П'ять із восьми досліджених ізолятів мають каталазну активність, що можна використати при конструюванні штучного консорціуму як складової функціональної системи «пероксид водню водоростей – каталазна активність бактерій».

Також в ході роботи на прикладі альгологічно чистої культури *N. linckia* ми переконались у тому, що бактерії у природних альгобактеріальних асоціаціях інкапсулюються у слизовій оболонці водорості.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Игнатенко М.Е. Характеристика симбиотических связей микроорганизмов в альгобактериальных сообществах природных водоемов: автореф. дисс. канд. биол. наук. – Оренбург, 2008. – 15 с.

Мальцева І.А. Грунтові водорості у функціональній структурі біогеоценозів // Грунтознавство. – 2007. – Т. 8, № 3–4. – С. 72–75.

Ortiz–Marquez J.C. Association with an ammonium–excreting bacterium allows diazotrophic culture of oil–rich eukaryotic microalgae // Applied and Environmental Microbiology. – 2012. – № 78. – P. 2345–2352.

De Philipps R. Exocellular polysaccharides from cyanobacteria and their possible applications // FEMS Microbiol. Reviews. – 2006. – Vol. 22. – P. 151–175.

Doris G., Julie Z. Biotechnological exploitation of microalgae // Journal of Experimental Botany. – 2015. – № 22. – P. 6975–6990.

Jordan B.R. Carbohydrate-interacting proteins from two Nostoc (Cyanobacteria) species / B. R. Jordan // A dissertation submitted to the faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University in Partial Fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in Biochemistry. – Blacksburg: VA, 2004. – 185 p.

УДК 574.587:574.583 (282.247.05)

І.В. ШЕВЧЕНКО^{1,2}

¹Херсонська гідробіологічна станція НАН України,
Вул. Марії Фортус, 87, Херсон 73016, Україна

²Національний природний парк «Нижньодніпровський»,
Вул. Університетська, 136-а, Херсон 73000, Україна

ДВОКРИЛІ КОМАХИ РОДИНИ CHAOBORIDAE РІЗНОТИПНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА

Личинки двокрилих комах родини Chaoboridae є третьою за показником трапляння групою Diptera у водних об'єктах пониззя Дніпра. Хоча дані організми не настільки масові, як личинки родин Chironomidae та Ceratopogonidae (Шевченко 2016, Шевченко 2018), вони є постійним компонентом водної фауни даного регіону. Незважаючи на це, системного визначення видового складу цієї групи організмів та дослідження їхнього розповсюдження у водоймах та водотоках пониззя Дніпра не проводилось. Виходячи з цього, метою роботи було визначення видової приналежності представників родини Chaoboridae та встановлення показників їх кількісного розвитку та біотопічного розподілу у зв'язку з екологічними особливостями досліджуваних водних об'єктів.

Матеріалом для роботи слугували личинки двокрилих комах родини Chaoboridae, що були знайдені в бентосних та планктонних пробах, відібраних у різнотипних водоймах та водотоках пониззя Дніпра у 2012–2017 рр. Сезонний (весна, літо, осінь) відбір проб здійснювався на наступних водних об'єктах: Нижній Дніпро, р. Вирьовчина, протоки Верхня Чайка та Кошова, Сабецький, Кардашинський та Стеблійський лимани, озера Кругле, Закітне, Мідне, Лопухи, Рогозовате, Скадовськ-Погоріле, Лягушаче, тимчасові водойми, розташовані на північному сході від Стеблійського лиману, що наприкінці літа та восени пересихають. Проби відбирали як на відкритих плесах, так і в зонах заростей вищої водної рослинності. Відбір та обробка матеріалів проводилась за загальноприйнятими методиками гідробіологічних досліджень (Методи 2006), видовий склад визначався з використанням відповідних визначників (Определитель 1977, Определитель 2000). Всього відібрано 326 проб.

Всі виявлені представники родини Chaoboridae належали до одного роду *Chaoborus* та двох видів – *Chaoborus (Chaoborus) flavicans* (Meigen, 1830) і *Chaoborus (Chaoborus) crystallinus* (De Geer, 1776). Представники даного роду були виявлені у 8% бентосних та у 5% планктонних проб.

Личинки *Ch. flavicans* були виявлені у постійних водоймах та водотоках впродовж усіх досліджуваних сезонів (весна, літо, осінь), що свідчить про постійну присутність даного виду у водних об'єктах пониззя Дніпра. Організми були знайдені у

складі бентосу на глибинах від 1,0 до 5,1 м. Донні відкладення у 92% проб були представлені мулом та замуленим піском, часто з домішками різнофракційного рослинного детриту. Близько 30% трапляння личинок *Ch. flavicans* припадало на мілководні ділянки із заростями вищих водяних рослин: *Elodea canadensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Najas marina*, *Nuphar lutea*, *Vallisneria spiralis*.

Личинки *Ch. crystallinus* були виявлені у тимчасових водоймах у складі планктону (від поверхневого до придонного шару) та бентосу. На момент досліджень глибина водойм досягала 0,5 м. Донні відкладення були представлені мулом із детритом та значною кількістю відмерлої торішньої рослинності й опалого листя. Береги водойм вкриті заростями очерету звичайного (*Phragmites australis*).

Звертає на себе увагу, що місця розповсюдження обох видів не були спільними: *Ch. flavicans* був виявлений у руслових ділянках та заплавах водоймах пониззя Дніпра, *Ch. crystallinus*, як зазначалося вище, – лише у тимчасових водоймах. Такий розподіл може вказувати на жорстку приуроченість цих видів двокрилих до певного типу водних об'єктів (постійні або тимчасові) з притаманними для них екологічними умовами.

Середні показники чисельності та біомаси личинок родини Chaoboridae у складі макрозообентосу мають істотні відмінності у досліджених водних об'єктах пониззя Дніпра (знаком «—» позначена відсутність організмів у дослідному водному об'єкті):

Водний об'єкт	екз./м ²	г/м ²
Дніпро	58 ± 8	0,15 ± 0,03
Віршовчина	—	—
протока Верхня Чайка	100 ± 29	0,30 ± 0,09
протока Кошова	83 ± 17	0,20 ± 0,05
Сабецький лиман	—	—
Кардашинський лиман	56 ± 16	0,23 ± 0,07
Стеблійський лиман	250 ± 61	0,86 ± 0,20
озеро Кругле	50 ± 14	0,05 ± 0,01
озеро Закітне	—	—
озеро Мідне	600 ± 58	2,25 ± 0,22
озеро Лопухи	100 ± 43	0,35 ± 0,15
озеро Рогозовате	—	—
озеро Скадовськ-Погоріле	—	—
озеро Лягушаче	—	—
тимчасові водойми	258 ± 79	0,51 ± 0,16

Як відзначено вище, у ряді досліджених водних об'єктів представників родини Chaoboridae виявлено не було. Середні показники чисельності та біомаси личинок у складі бентосу становили 172 ± 34 екз/м² та 0,55 ± 0,12 г/м² відповідно. Зазначимо, що показники кількісного розвитку представників Chaoboridae у складі планктону становили 207 ± 64 екз/м³ за чисельністю та 0,41 ± 0,13 г/м³ за біомасою. Найвищі показники чисельності та біомаси личинок Chaoboridae були виявлені у Стеблійському лимані та озері Мідному та складала відповідно 600 ± 58 екз/м² та 2,25 ± 0,22 г/м² (для озера Мідного).

Висновки:

1. Двокрилі комахи родини Chaoboridae у водоймах та водотоках пониззя Дніпра представлені двома видами: *Chaoborus (Chaoborus) flavicans* (Meigen, 1830) та *Chaoborus (Chaoborus) crystallinus* (De Geer, 1776);

2. Представники виду *Ch. flavicans* виявлені у руслових ділянок та заплавах водоймах пониззя Дніпра, натомість представники виду *Ch. crystallinus* виявлені у тимчасових водоймах, що свідчить про приуроченість кожного з видів до певного типу

водних об'єктів;

3. Середні показники чисельності та біомаси личинок родини Chaoboridae становили 172 ± 34 екз/м² та $0,55 \pm 0,12$ г/м² відповідно у складі бентосу і 207 ± 64 екз/м³ та $0,41 \pm 0,13$ г/м³ відповідно у складі планктону.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (планктон и бентос) / Под ред. Л. А. Кутиковой, Я. И. Старобогатова. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 512 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 4. Двукрылые насекомые / Под ред. С. Я. Цалолыхина. – С.-П.: Наука, 2000. – 997 с.

Шевченко І. В. Двокрилі комахи родини Ceratopogonidae водойм та водотоків пониззя Дніпра // III Наук.-практ. конф. для молодих вчених: Тез. доп., Київ, 6-7 жовтня 2016 р. – Київ, 2016. – С. 56-58.

Шевченко І. В. Личинки двокрилих комах у структурі макрозообентосу пониззя Дніпра // Природничий альманах. –2018. – Вип. 25. – С. 89-99.

УДК [582.23/26.574.586] (28)

Т.Ф. ШЕВЧЕНКО, Г.В. ХАРЧЕНКО, П.Д. КЛОЧЕНКО

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ДО ВИВЧЕННЯ ФІТОЕПІФІТОНУ РІЧКИ РОСЬ

Дослідження біорізноманіття водних екосистем є одним із основних завдань сучасної біологічної науки. Встановлення видового складу водоростей та закономірностей їх розподілу в різнотипних водних об'єктах є необхідним для проведення екологічного моніторингу, розробки наукових рекомендацій щодо збереження рідкісних та зникаючих видів, охорони загального видового різноманіття та виявлення еталонної альгофлори.

Важливим компонентом водних екосистем є фітоепіфітон, який належить до первинної ланки трофічного ланцюга. Без знань структури та особливостей його розвитку неможливо охарактеризувати закономірності функціонування водних екосистем. Крім того епіфітон є надійним біоіндикатором умов навколишнього середовища (Klochenko et al. 2014; Shevchenko et al., 2018, 2019; Клоченко, Шевченко, 2019).

Метою роботи було встановити видовий склад епіфітону та кількісні показники його розвитку на вищих водних рослинах різних екологічних груп середньої ділянки р. Рось, а також провести біоіндикацію її стану. Варто зазначити, що на відміну від фітопланктону, який протягом багатьох років вивчали різні фахівці (Ролл, 1950; Поліщук та ін., 1978; Клоченко, 1996; Клоченко, Иванова, 2009; Березовська, 2016), епіфітон р. Рось, зокрема її середньої ділянки, що зазнає посиленого антропогенного впливу внаслідок забруднення з різних джерел, а також гідротехнічного будівництва (Гідроекологічний стан ..., 2009), до початку наших досліджень залишався не вивченим.

Дослідження проводили влітку 2016 р. на ділянці р. Рось, прилеглої до території дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква). Проби епіфітону відбирали з 10 видів вищих водних рослин, що належать до трьох екологічних груп: повітряно-водних – *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. – очерет звичайний, *Typha angustifolia* L. – рогіз вузьколистий, *Typha latifolia* L. – рогіз широколистий, *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb. –

лепешняк великий, *Sagittaria sagittifolia* L. – стрілолист стрілолистий; з плаваючим листям – *Nuphar lutea* (L.) Smith – глечики жовті, *Trapa natans* L. – водяний горіх плаваючий та занурених – *Ceratophyllum demersum* L. – кушир занурений, *Myriophyllum spicatum* L. – водопериця колосиста і *Potamogeton perfoliatus* L. – рдесник пронизанолистий.

Проби епіфітону відбирали та опрацьовували згідно загальноприйнятої методики (Методи..., 2006). Чисельність і біомасу водоростей перераховували на 1 г повітряно-сухої маси рослини-субстрату. До складу домінантів відносили види, частка яких становила не менше 25% загальної чисельності або біомаси епіфітону. Частоту домінування визначали як відношення кількості проб, де вид домінував, до загальної кількості відібраних проб. Екологічний аналіз проводили з використанням індикаторних характеристик водоростей (Барінова и др., 2006; Van Dam et al., 1994). Вміст неорганічних сполук азоту і фосфору визначали колориметричним методом, а концентрацію розчинених органічних речовин – за біхроматною окисністю (БО) (Методи..., 2006).

Всього протягом періоду досліджень на вищих водних рослинах виявлено 77 видів водоростей, представлених 79 внутрішньовидовими таксонами, включно з тими, що містять номенклатурний тип виду. Виявлені водорості належать до 7 відділів, 11 класів, 19 порядків, 28 родин та 40 родів. Основу видового багатства епіфітних водоростей склали Chlorophyta – 45,4% та Bacillariophyta – 37,6%.

Розподіл епіфітних водоростей на рослинах, що належать до різних екологічних груп був нерівномірним. Найбільша їх кількість виявлена в обростанні повітряно-водних рослин – 67 видів, представлених 68 внутрішньовидовими таксонами. В обростанні занурених рослин знайдено 61 вид, а на рослинах з плаваючим листям – 53 види.

Кількісні показники розвитку епіфітону на вищих водних рослинах, що належать до різних екологічних груп істотно відрізнялись. На повітряно-водних рослинах чисельність епіфітних водоростей в середньому складала 1,83 млн. кл/г, а їх біомаса – 1,71 мг/г. На рослинах з плаваючим листям кількісні показники водоростей були дещо вищими: чисельність – 3,39 млн. кл/г, а біомаса – 4,00 мг/г. Найбільш високі кількісні показники розвитку епіфітону зареєстровані для занурених рослин, де його чисельність та біомаса були на порядок вищими, ніж на рослинах інших екологічних груп і в середньому склали 49,70 млн. кл/г та 48,35 мг/г.

На макрофітах різних екологічних груп структура чисельності та біомаси епіфітону також відрізнялась. За чисельністю на повітряно-водних та занурених рослинах переважали зелені водорості (в середньому 54,2 і 55,0%), а на рослинах з плаваючим листям – діатомові (50,5%). За біомасою на рослинах усіх екологічних груп перевагу мали діатомові водорості (64,1, 75,6 і 78,0%, відповідно).

Домінуючий комплекс представлений лише двома видами – *Cocconeis placentula* Ehrenb. (Bacillariophyta) та *Coelastrum sphaericum* Nägeli (Chlorophyta). При цьому частота домінування *C. placentula* складала 58%, а частота домінування *C. sphaericum* – 25%.

Отже, вище наведені дані свідчать про те, що епіфітон середньої ділянки р. Рось є досить своєрідним. Специфічною рисою у порівнянні з епіфітоном інших досліджених водойм (Klochenko, Shevchenko, 2017) є переважання у його структурі зелених водоростей (35 видів) в основному класу Chlorophyceae (29), порядку Sphaeropleales (27) та родини Scenedesmeceae (15), що належать до планктонно-бентосних організмів. Характерними також є олігодомінантний комплекс та висока кількість видів у пробі (на повітряно-водних рослинах – в середньому 32 види, на рослинах з плаваючим листям – 40 і на занурених рослинах – 51 вид).

Проведений біоінкаційний аналіз показав, що на досліджуваній ділянці р. Рось за приуроченістю до місцезростання переважали планктонно-бентосні (50,7%) та бентосні (31,5%) організми. Представники повільно текучих вод мали перевагу серед видів-індикаторів текучості води та її насичення киснем (83,3%). Серед водоростей-індикаторів температурного режиму домінували представники помірно теплих вод (81,3%), а серед

видів-індикаторів рН середовища – алкаліфіли (43,6%) та індіференти (43,6%). Переважаючою групою серед індикаторів солоності води були індіференти, частка яких складала 85,4%. Серед індикаторів трофічного рівня переважали представники евтрофних (55,5%) та мезоевтрофних (33,3%) вод. Варто зазначити, що досліджувана ділянка р. Рось характеризувалася підвищеним вмістом біогенних елементів, зокрема неорганічного фосфору (0,135 мг Р/дм³).

Серед індикаторів типу живлення та їх відношення до кількості азотвмісних органічних сполук (АОС) у воді найбільшим числом видів представлені автотрофи, які витримують підвищені концентрації АОС та автотрофи, які витримують лише низькі концентрації АОС – 40,9% та 36,9%, відповідно. Третє і четверте місця посідали факультативні гетеротрофи, яким необхідне періодичне підвищення концентрації АОС (16,6%) та облігатні гетеротрофи, яким необхідні постійно підвищені концентрації АОС (5,6%).

Відповідно до системи індикації органічного забруднення, запропонованої Т. Ватанабе (Watanabe, 1986), на досліджуваній ділянці річки найбільшою кількістю видів представлені еврисапроби – мешканці помірно забруднених вод (66,7%). Внесок сапроксенів – мешканців чистих вод складав 29,6%, а сапрофілів – мешканців забруднених вод – 3,7%. Серед видів-індикаторів органічного забруднення води (в системі Р. Пантле і Г. Бук) знайдені види, які належать до чотирьох основних груп. Найбільшою кількістю видів представлені бета-мезосапробіонти (64,2%). Частка олігосапробіонтів складала 19,4%, ксеносапробіонтів – 9,0% і полісапробіонтів – 7,4%. Переважання еврисапробів і бета-мезосапробіонтів на досліджуваній ділянці річки свідчить про підвищений вміст у воді нетоксичних органічних речовин, що узгоджується з даними прямих гідрохімічних вимірювань (БО = 38,0 мг О/дм³).

Отже, враховуючи перевагу індикаторів евтрофних вод, автотрофів, які витримують підвищені концентрації АОС, еврисапробів і бета-мезосапробіонти організмів, а також дані прямих гідрохімічних вимірювань (підвищену концентрацію неорганічного фосфору і розчинених органічних речовин), досліджувана ділянка річки може бути охарактеризована як евтрофна, помірно забруднена органічними речовинами, що узгоджується з її біоіндикаційною характеристикою за фітопланктоном.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив: Pilies Studio, 2006. – 498 С.
- Березовська В.Ю. Особливості видового складу водоростей водойм дендропарка «Олександрія» // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2016. – № 3-4 (67). – С. 14–24.
- Гідроекологічний стан басейну річки Рось / За ред. В.К. Хільчевського. – К.: Ніка-Центр, 2009. – 116 с.
- Клоченко П.Д. Сравнительная характеристика фитопланктона притоков Днестра (Украина) // Альгология. – 1996. – 6, № 3. – С. 272–284.
- Клоченко П.Д., Иванова И.Ю. Особенности видового разнообразия фитопланктона притоков Днестра // Альгология. – 2009. – 19, № 4. – С. 362–379.
- Клоченко П.Д., Шевченко Т.Ф. Фитоэпифитон как биоиндикатор состояния верхнекаскадных днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. – 2019. – 55, № 2. – С. 27–38.
- Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
- Поліщук В.В., Трав'янюк В.С., Коненко Г.Д., Гарасевич І.Г. Гідробіологія і гідрохімія Правобережного Придніпров'я. – К.: Наук. думка, 1978. – 270 с.

Ролл Я.В. Фитопланктон р. Рось и оценка ее санитарного состояния // Труды биолого-грунтознавчого ф-ту КДУ. – 1950. – № 5. – С. 97–112.

Klochenko P., Shevchenko T., Barinova S., Tarashchuk O. Assessment of the ecological state of the Kiev Reservoir by the bioindication method // Oceanol. Hydrobiol. St. – 2014. – Vol. 43, Issue 3. – P. 228–236.

Klochenko P., Shevchenko T. Distribution of epiphytic algae on macrophytes of various ecological groups (the case study of water bodies in the Dnieper River basin) // Oceanol. Hydrobiol. St. – 2017. – Vol. 46, Issue 3. – P. 283–293.

Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Bilous O.P. Response of epiphytic algae to heavy pollution of water bodies // Water Environ. Res. – 2018. – Vol. 90, N 8. – P. 706–718.

Shevchenko T.F., Klochenko P.D., Timchenko V.M., Dubnyak S.S. Epiphyton of a cascade plain reservoir under different hydrodynamic conditions // Ecohydrol. & Hydrobiol. – 2019. – Vol. 19, Issue 3. – P. 407–416.

Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands // Nether. J. Aquat. Ecol. – 1994. – Vol. 28, N 1. – P. 117–133.

Watanabe T. Biological indicator for the assessment of organic water pollution // Japan J. of Water Pollut. Res. – 1986. – Vol. 19. – P. 7–11.

УДК 574.5 (282.477.42)

Ю.С. ШЕЛЮК

Житомирський державний університет імені Івана Франка,

Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ЗАКОНОМІРНОСТІ РОЗВИТКУ ФІТОПЛАНКТОНУ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ БАСЕЙНІВ ПРИП'ЯТІ І ТЕТЕРЕВА (УКРАЇНА)

Для розкриття основних механізмів розвитку фітопланктону найоптимальнішим є порівняння особливостей його структури і функціонування в різнотипних водних об'єктах, які відрізняються умовами існування гідробіонтів та рівнем антропогенного навантаження: від природних вод до антропогенно порушених та штучно створених.

У роботі зроблені узагальнення результатів багаторічних експедиційних і стаціонарних досліджень (2003–2018 рр.) структури та продуктивності фітопланктону водних екосистем: річок (Горинь, Случ, Вілія, Корчик, Уж, Уборть, Гнилоп'ять, Гуйва, Коднянка, Ікопоть, Деревичка, Полква, Кам'янка Лісова, Лісна, Путятинка, Зелена, Крошенка, Бересток, Синявка, Кремно, Бобрівка), озер та водно-болотних угідь (Дідове, Луко, Воронки, Острівське, Горохівка), водосховищ (Денишівське, Житомирське, Бердичівське, Миропільське та Новоград-Волинське), затоплених кар'єрів із видобутку корисних копалин: піску, граніту, ільменітів (Селецький, Слобідський, Богунський, Сонячний, Соколовський, Морозівський, Цегельний, Іршанський) басейнів Прип'яті і Тетерева. Відбір, опрацювання альгологічних проб, гідрохімічний аналіз вод здійснювали згідно з (Методи, 2006), визначення продукції та деструкції органічної речовини проводили за (Щербак, 2000), узагальнення таксономічного складу зроблено відповідно до останніх флористичних зведень (Algae of Ukraine, 2006, 2009, 2011). Статистичну обробку масиву даних здійснювали згідно з (Горкавий, Ярова, 2004) із використанням програм Statistica 6,0, Microsoft Excel-2010. У роботі обговорюються лише значимі кореляції ($p < 0,05$).

Особливості водозбірних басейнів Прип'яті і Тетерева зумовлюють невисоку, характерну для прісних вод мінералізацію, помірну заболоченість території; кольоровість вод переважно відповідає мезогумозному типу. Найбільше середнє її значення відмічали в озерах ($47,67 \pm 4,45$). Через значну антропогенну складову в

басейнах Прип'яті і Тетерева у водних об'єктах усіх типів відмічаємо досить високий уміст загального азоту ($0,83 \pm 0,04$ – $3,21 \pm 0,22$ мг/дм³) і фосфору фосфатів ($0,02 \pm 0,001$ – $0,08 \pm 0,003$ мг/дм³). Усереднення отриманих даних за типами водних об'єктів показало, що найвищий уміст загального азоту і фосфору фосфатів спостерігається у кар'єрах та водосховищах, найменший – у річках. Порівняно високі концентрації загального азоту фіксували й в озерах. За великих глибин і невисокого вмісту завису прозорість води найвищою є в кар'єрах ($1,21 \pm 0,02$ м) і водосховищах ($1,09 \pm 0,02$ м). У мілководніших озерах, а тим більше у річках, завдяки проточності і вітровому перемішуванню, зростає роль завису, що зумовлює зниження прозорості ($0,62 \pm 0,05$ – $0,77 \pm 0,03$ м). Зменшення прозорості спостерігалось в напрямку: кар'єри – водосховища – озера – річки. Гранітні кар'єри характеризувалися більшою прозорістю води, ніж піщані, найменшу мав ільменітовий кар'єр, що, ймовірно, обумовлено морфометричними особливостями цих водойм. Від'ємний зв'язок прозорості із кольоровістю води ($r = -0,51$ – $-0,92$) в усіх типах водних об'єктів є свідченням того, що їх світловий режим визначається вмістом гумінових речовин.

Фітопланктон досліджуваних водних об'єктів відрізняється за видовим багатством і нараховує від 57 до 184 видів у річках, від 28 до 83 – в озерах, від 54 до 174 у водосховищах і від 30 до 172 – у водоймах, що утворилися з затоплених кар'єрів.

Максимальну середню кількість видів і внутрішньовидових таксонів ідентифіковано у водосховищах. Найвищою вона є в Житомирському, що приймає води приток. При цьому зі зростанням площі та об'єму водосховищ у них посилюється роль синьозелених і дінофітових водоростей, а зі зменшенням – евгленових. Другу позицію за різноманітністю складу фітопланктону займають річки, третю – водні екосистеми, що утворилися з затоплених кар'єрів. Найменшим середнім числом видів сформований планктон озер. За кількістю таксонів рангом нижче роду у загальному списку видів у водних об'єктах усіх типів переважали зелені і діатомові водорості. У найбільших водосховищах – Житомирському і Денишівському, а також кар'єрах на третьому місці за видовим багатством знаходилися синьозелені. У менших за площею водосховищах – Миропільському і Новоград-Волинському та більшості річок третю позицію займали евгленові. У водосховищах, на відміну від інших типів водних екосистем, кількість таксонів тісно і достовірно корелює з площею акваторій ($r = 0,80$).

Зростання кольоровості води у річках, озерах та водосховищах зумовлювало зменшення числа видів ($r = -0,78$, $r = -0,70$, $r = -0,57$). У кар'єрах ця залежність була слабшою ($r = -0,25$). Середні значення родового коефіцієнта зменшувалися у напрямку: річки (1,90) – водосховища (1,74) – озера (1,53) – кар'єри (1,43). В антропогенно порушених і штучних водних об'єктах вплив евтрофування на складність структури угруповань сильніший, ніж у природних водах – річках та озерах, про що свідчать коефіцієнти кореляції між вмістом загального азоту й родовими коефіцієнтами (у водосховищах та кар'єрах $r = -0,59$ – $-0,73$, в озерах та річках $r = -0,15$ – $-0,42$).

Обернена залежність між біомасою та концентрацією загального азоту, виявлена у річках, водосховищах і озерах, є результатом його активного поглинання клітинами водоростей ($r = -0,36$ – $-0,65$); у водоймах, що утворилися внаслідок затоплення кар'єрів, – вона пряма ($r = 0,40$). У водосховищах, порівняно з іншими типами водних об'єктів, відчутніший вплив на біомасу фітопланктону фосфору фосфатів ($r = 0,46$). Середня за вегетаційні сезони біомаса фітопланктону знижувалася в напрямку: водосховища – річки – кар'єри – озера. Вищі середні показники біомаси водоростевих угруповань у водосховищах і річках, імовірно, зумовлені їх біотопічною неоднорідністю за високої ресурсної забезпеченості. Інтенсивність фотосинтезу характеризувалася таким самим співвідношенням величин.

У середньому валова первинна продукція у водосховищах сягає $1,65 \pm 0,35$ – $7,90 \pm 0,53$, у річках – $0,68 \pm 0,03$ – $5,69 \pm 0,54$, у кар'єрах – $1,26$ – $5,00$, озерах – $0,51 \pm 0,09$ – $1,27 \pm 0,24$ мг O₂/(дм³·добу). За рахунок великих глибин і прозорості інтегральна

первинна продукція була найвищою у водосховищах і кар'єрах, вона знижувалася у напрямку: водосховища – кар'єри – річки – озера. Інтенсивність фотосинтезу в усіх типах водних екосистем визначається біомасою фітопланктону ($r=0,58-0,89$), а також впливом таких абіотичних факторів, як сонячна радіація ($r=0,31-0,58$), температура води ($r=0,18-0,56$), уміст загального азоту ($r=-0,19-0,61$), фосфору фосфатів ($r=0,52-0,54$).

Продукційні процеси у досліджуваних водних екосистемах басейнів Прип'яті і Тетерева виконують середовищеутворюючу роль, змінюючи їх світловий і газовий режими, а також зміщують рН у лужний бік. Підтвердженням цього є високі коефіцієнти кореляції між A_{max} і вмістом розчиненого у воді кисню ($r=0,46-0,68$), рН ($r=0,31-0,58$). Зв'язок інтенсивності фотосинтезу з прозорістю у природних водах (річках і озерах) прямий ($r=0,26-0,58$), в антропогенно змінених і штучних водоймах (водосховищах і кар'єрах) – непрямий ($r=-0,51-0,87$).

У водних екосистемах високого рівня трофії відмічено зміщення максимумів біомаси і первинної продукції від весни – літа до кінця літа – початку осені, не зважаючи на зниження сумарної сонячної радіації, що надходить на водну поверхню, та температури води. У кар'єрах, не залежно від рівня трофії, спостерігали декілька максимумів інтенсивності продукційних процесів (як правило, навесні, влітку і восени). Поява додаткових піків продуктивності фітопланктону, найвірогідніше, викликана нестабільністю умов існування у штучно створених водоймах.

У більшості досліджуваних водних екосистем інтегральна продукція перевищує деструкцію, що вказує на позитивну направленість балансу органічної речовини, властиву високопродуктивним водним екосистемам, оскільки в евтрофних умовах збільшується частка енергії, яка використовується на створення первинної продукції, при цьому зменшується частка енергії, що розсіюється (Бульон, 2003). Крім того, автотрофна направленість функціонування відносно неглибоких річок і водосховищ пояснюється інтенсивним прогрівом мілководь, великою оптичною глибиною цих водних об'єктів, оскільки переважаючі мілководні зони є повністю евфотними, на відміну від оптично мілкої пелагіалі глибоких водосховищ (Житомирського та Денишівського), де переважає гетеротрофна фаза. У водоймах, що утворилися з затоплених кар'єрів, визначальним чинником позитивного балансу органічної речовини є високий уміст біогенів, зокрема загального азоту.

Аналіз інформаційного різноманіття за індексом Шеннона, розрахованого за біомасою водоростевих клітин, показав, що найбільша вирівненість фітопланктону властива річковим екосистемам, її зниження відбувається в напрямку: річки – водосховища – озера – кар'єри. Посилення евтрофікації зумовлює зниження інформаційного різноманіття у всіх типах водних екосистем. Між вмістом загального азоту та індексом Шеннона виявляли від'ємну достовірну кореляцію в річках, кар'єрах та озерах ($r=-0,36-0,67$). У водосховищах абіотичним параметром, що визначає величину інформаційного різноманіття, був уміст фосфору фосфатів ($r=-0,73$).

Отже, при різній забезпеченості енергетичними і мінеральними ресурсами фітопланктон природних, антропогенного порушених і штучно створених прісноводних екосистем відрізняється таксономічним складом, інформаційним різноманіттям. Різноманіття та інтенсивність вегетації фітопланктону визначається особливостями біогенного та світлового режиму. Інтенсивність фотосинтезу і співвідношення продукційно-деструкційних процесів значною мірою залежать від умісту біогенних елементів, гідрооптичних умов, морфометричних особливостей водойм і водотоків. Підтримання позитивної направленості балансу органічної речовини відносно неглибоких річок і водосховищ зумовлене інтенсивним прогрівом їх мілководь та великою оптичною глибиною цих водних об'єктів. У водоймах, що утворилися затопленням кар'єрів, енергетичною субсидією, що визначає позитивний

баланс органічної речовини, є високий уміст біогенів, зокрема загального азоту. Гетеротрофна фаза переважає в озерах і у глибоких водосховищах.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Бульон В.В. Зависимость годовой продукции фитопланктона от географической широты // Докл. Академии наук. – 2003. – Т. 389, № 2. – С. 267–270.

Горкавий В.К., Ярова В.В. Математична статистика. – К.: Професіонал, 2004. – 384 с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Щербак В.І. Методи досліджень фітопланктону // Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. – К., 2002. – С. 41–47.

Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 1. Cyanoprocarota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Raphidophyta, Phaeophyta, Dinophyta, Cryptophyta, Glaucocystophyta, and Rhodophyta / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Ganter Verlag, 2006. – 713 p.

Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 2. Bacillariophyta / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Ganter Verlag, 2009. – 413 p.

Algae of Ukraine: diversity, nomenclature, taxonomy, ecology and geography. Vol. 3. Chlorophyta / Eds. P.M. Tsarenko, S.P. Wasser, E. Nevo. – Ruggell: Ganter Verlag, 2011. – 511 p.

УДК [556.114.6:581.526.325.2](282.247.32)

В.І. ЩЕРБАК, Н.В. МАЙСТРОВА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

РЕАКЦІЯ ДНІПРОВСЬКОГО ФІТОПЛАНКТОНУ НА ЗМІНУ БІОГЕННОГО РЕЖИМУ

Формування біорізноманіття, біопродуктивності, трофічний статус та якість водного середовища дніпровських водосховищ значною мірою визначаються реакцією фітопланктону на сучасний стан довкілля.

Проведений інформативний аналіз літературних джерел, а також власних багаторічних напрацювань із структурно-функціональної організації дніпровського фітопланктону, починаючи з 1977–1978 рр. до сьогодні, дозволив виявити основні екологічні чинники, що визначають реакцію фітопланктону на сучасний стан довкілля.

Для отримання репрезентативної оцінки впливу того чи іншого екологічного чинника на фітопланктон, позитивної чи негативної реакції на нього необхідно чітко дотримуватись наступного алгоритму дій:

– отримання достовірних характеристик конкретного екологічного чинника, бажано за багаторічний період;

– кількісні характеристики екологічного чинника мають бути визначені сертифікованими методами;

– вибір тих структурних чи функціональних показників фітопланктону, які можуть бути біологічним маркером, за зміною яких можна оцінити дію екологічного чинника;

– реакція фітопланктону повинна оцінюватись конкретною мірою (кількість таксонів видового чи надвидового рангу, величини чисельності, біомаси, інтенсивність первинної продукції тощо);

– потрібно аналізувати дані за багаторічний період, які мають статистичні підтвердження.

Вважаємо, що на сьогоднішній день одним з найважливіших екологічних чинників довкілля є сучасний стан багаторічної динаміки неорганічного азоту (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) і фосфору (PO_4^{3-}) та їхнього співвідношення $\sum\text{N}/\text{PO}_4^{3-}$.

Мета роботи – оцінити реакцію фітопланктону верхньокаскадних дніпровських водосховищ на зміни в багаторічній динаміці біогенного режиму води.

Методи і матеріали. Робота базується на аналізі та узагальненні багаторічних (вже частково опублікованих) даних з біогенного режиму й фітопланктону Київського і Канівського водосховищ (Щербак и др., 2015; Якушин и др., 2017; Щербак, 2018) та даних за останні роки.

Результати досліджень.

Аналіз порівняння даних багаторічної динаміки біогенних елементів з перших років існування Київського і Канівського водосховищ і впродовж 70–80-х рр. минулого століття з сучасними 2009–2016 рр., дозволила провести наступні узагальнення.

На сучасному етапі сукцесії в екосистемі Київського водосховища, порівняно з 1965–1985 рр. (Денисова, 1979; 1989), значно знизилася концентрація NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , а також сумарного вмісту всіх форм азоту ($\sum\text{N}$).

Аналогічна динаміка неорганічних форм азоту характерна і для «більш молодого» Канівського водосховища. Так, порівняно з 1981–1985 рр. (Денисова, 1989), загальний пул неорганічного азоту $\sum\text{N}$ у 2009–2011 рр. скоротився в 2,42 рази.

Встановлено, що, на відміну від неорганічного азоту, вміст PO_4^{3-} характеризувався високою сезонною й міжрічною динамікою з тенденцією до зростання в останні роки в Київському водосховищі (0,12–0,107 мг P/дм³) та Канівському (0,046–0,058 мг P/дм³). Очевидно, що встановлена тенденція до зростання вмісту неорганічного фосфору у верхньокаскадних водосховищах зумовлена комплексним антропогенним забрудненням фосфатами водозбірною басейну Дніпра, а також широким використанням поверхнево-активних речовин (зокрема, мийних засобів). У цілому, встановлений дисбаланс багаторічної динаміки пулів $\sum\text{N}$ і PO_4^{3-} призвів до значних змін їхнього співвідношення, що виступає провідним екологічним чинником, який визначає зміни не тільки інтенсивності вегетації фітопланктону, його таксономічного складу, але й структурної організації. Підтвердженням вищесказаного є те, що в Київському водосховищі в 1965–1985 рр. співвідношення $\sum\text{N}:\text{P}$ коливалось у межах від 19,8 до 67,7, складаючи у середньому 43,2, а в наш час – 1,9–42,3 і 5,7 відповідно.

Аналогічні дані отримали і для Канівського водосховища, в якому співвідношення впродовж вегетаційного сезону 2009–2011 рр. становило $32,3 \pm 2,6$ (зима), $21,5 \pm 1,8$ (весна), $6,6 \pm 0,4$ (літо) і $17,0 \pm 0,9$ (осінь).

Отже, упродовж останніх років в екосистемах верхньокаскадних водосховищ Дніпра сформувався суттєво відмінний гідрохімічний режим, ніж у 60–80-х рр. минулого століття. Особливо важливими є зміни у співвідношенні неорганічних форм азоту й фосфору. Це призвело до того, що за тенденції до зниження показників вмісту азоту та зростання вмісту фосфору, останній як важливий екологічний чинник, втрачає свою лімітуючу роль, яку він відігравав на перших етапах сукцесії дніпровського фітопланктону.

В цілому, загальною закономірністю реакції фітопланктону верхньокаскадних дніпровських водосховищ на зміни їхнього гідрохімічного режиму було:

- зростання абсолютних показників величин чисельності й біомаси фітопланктону, особливо порівняно з аналогічними даними за 90-і роки ХХ ст.;
- зміни структури планктонних водоростевих угруповань;
- зростання рясності синьозелених водоростей;

– поява у таксономічному різноманітті фітопланктону нехарактерних раніше водоростей.

Так, на сьогодні у Київському водосховищі в літній період максимальні біомаси коливалися у межах 4,37–27,36 г/м³. Їхню структуру (до 39–76%) формували Суапоргокауота з домінуванням типових представників «цвітіння» води – видів родів *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*.

За аналогічним сценарієм розвивався й фітопланктон Канівського водосховища: чисельність – до 52,57 млн. кл/дм³, біомаса – 9,47 г/м³.

Важливою особливістю розвитку фітопланктону в цих водосховищах було те, що на відміну від перших років їхнього існування, коли Chlorophyta найбільш масово розвивались у весняний період, в теперішній час представники родів *Chlamydomonas*, *Desmodesmus*, *Pediastrum*, *Coelastrum*, *Dictyosphaerium* виступають субдомінантами літнього фітопланктону.

Не менш цікавим є встановлений факт – інтенсифікація розвитку у фітопланктоні дрібноклітинних форм, які характеризуються високими продукційними показниками (A , мкг/клітину×добу; P/B ×добу⁻¹).

Відповідно, домінуючий комплекс літнього фітопланктону представлений значно більшим різноманіттям видів, ніж у перші роки існування водосховищ. А це є важливим адаптаційним механізмом стійкості фітопланктону до змін чинників довкілля, в першу чергу, це концентрації неорганічних форм азоту й фосфору та їхнє співвідношення.

Таким чином, встановлене зниження концентрацій неорганічних форм азоту, висока сезонна і багаторічна динаміка фосфору з тенденцією до його зростання зумовили суттєве збільшення кількісних показників чисельності й біомаси Суапоргокауота та наявність у якості субдомінантів літнього фітопланктону представників Chlorophyta.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. – Киев: Наук. думка, 1979. – 292 с.

Денисова А.И. Гидрохимический режим водохранилищ // Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. – Киев: Наук. думка, 1989. – С. 116–165.

Щербак В.И. Отклик фитопланктона Киевского водохранилища на повышение летних температур // Гидробиол. журн. – 2018. – Т. 53, № 5. – С. 20–38.

Щербак В.И., Якушин В.М., Задорожная А.М., Семенюк Н.Е., Линчук М.И. Сезонная и межгодовая динамика фитопланктона, фитомикроэпифитона и биогенных элементов на речном участке Каневского водохранилища // Гидробиол. журн. – 2015. – Т. 51, № 5. – С. 52–66.

Якушин В.М., Щербак В.И., Семенюк Н.Е., Линчук М.И. Гидрохимическая характеристика Киевского водохранилища на современном этапе его существования // Гидробиол. журн. – 2017. – Т. 53, № 4. – С. 105–120.

УДК [58.036.2:574.586](282.247.32)
В.І. ЩЕРБАК, Н.Є. СЕМЕНЮК
Інститут гідробіології НАН України,
Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ВІДГУК ФІТОЕПІФІТОНУ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА НА РЕГІОНАЛЬНІ КЛІМАТИЧНІ ЗМІНИ

Одним із найважливіших наслідків кліматичних змін для рівнинних водосховищ є підвищення середньої температури повітря і, відповідно, води. При цьому особливо вразливі до змін клімату біоценози літоралі, у тому числі фітоепіфітон, оскільки термічний режим мілководних ділянок швидше реагує на будь-які флуктуації температури повітря.

Мета роботи – оцінити відгук фітоепіфітону Канівського водосховища на підвищення температури води.

Методи і матеріали. Польові дослідження фітоепіфітону проводили в літній сезон з 2008 по 2017 рр. на стаціонарній станції моніторингу (Semenyuk, 2018). Для репрезентативного порівняння даних аналізували проби фітоепіфітону одного з домінуючих видів вищих водяних рослин – комишу озерного (*Schoenoplectus lacustris* (L.)). Проби фітоепіфітону відбирали кожні два тижні з червня по серпень і камерально опрацьовували за допомогою загальноприйнятих гідробіологічних методів (Semenyuk, Shcherbak, 2016). Паралельно вимірювали температуру води.

Результати досліджень та їх обговорення. Аналіз температурного режиму на мілководді водосховища в літні сезони 2008–2017 рр. показав, що в 2008 р. температура води коливалась від 17,0 до 21,0°C і в середньому складала 19,5°C; відповідно в 2009 р. – від 20,0 до 23,0°C (у середньому 21,7°C); у 2010 р. від 22,0 до 27,0°C (у середньому 24,0°C); у 2011 р. – від 20,4 до 25,4°C (у середньому 23,4°C); і в 2017 р. – від 20,1 до 25,0°C (у середньому 22,5°C).

Із наведених даних видно, що порівнювані роки характеризувались різним температурним режимом: більш висока температура води спостерігалась у 2010, 2011 і 2017 рр., а менш висока – у 2008 і 2009 рр. Тому для більш зручного порівняння даних, отриманих у різні за температурним режимом роки, ми будемо використовувемо умовне позначення „менш теплі роки” (2008 і 2009) і „більш теплі роки” (2010, 2011, 2017). Отримані нами показники температури води узгоджуються з даними Центральної геофізичної обсерваторії України (www.cgo.kiev.ua) по температурі повітря. Так, літні сезони 2010, 2011 і 2017 рр. характеризувались більшими відхиленнями температури повітря від середньобіагаторічної норми, ніж 2008 і 2009 рр. Слід зазначити, що найтеплішим був 2010 р., коли відхилення температури повітря від середньобіагаторічної норми досягало +5,0°C.

Аналіз відгуку фітоепіфітону Канівського водосховища на підвищення температури води виявив такі його характеристики, які найбільш чутливо реагують на зміну температури води і відповідно можуть слугувати як біологічні показники кліматичних змін.

1. Співвідношення різних відділів у формуванні флористичного різноманіття і чисельності фітоепіфітону

Показано (Shcherbak, 2019, Zadorozhna, Shcherbak, 2017, Semenyuk, Shcherbak, 2016), що різні відділи водоростей характеризуються неоднаковим температурним оптимумом: діатомові і зелені водорості досягають максимальних біомас за температур води 22,0–23,0°C, а синьозелені – $\geq 25^\circ\text{C}$. Із основних відділів, які формують флористичну структуру фітопланктону і фітоепіфітону Канівського водосховища,

найбільш теплолюбними є синьозелені водорості, а найбільш холодолюбними – діатомові.

З огляду на це, було проаналізовано залежність частки водоростей різних відділів у формуванні флористичного різноманіття фітоепіфітону Канівського водосховища від температури води. Слід відмітити, що флористична частка діатомових водоростей у фітоепіфітоні є значно більшою, ніж у фітопланктоні, а частки зелених і синьозелених водоростей – відповідно, значно меншими (Zadorozhna, Semeniuk, Shcherbak, 2017). Тому, для отримання більш репрезентативних результатів, ми аналізували сумарну частку синьозелених і зелених водоростей як більш теплолюбних форм і частку діатомових водоростей як більш холодолюбних форм.

Встановлено, що в „менш теплі” роки частка діатомових водоростей складала 85–95%, а сумарна частка синьозелених і зелених – 5–12%. У той же час, у „більш теплі” роки частка діатомових водоростей знижувалась до 59–72%, а сумарна частка синьозелених і зелених водоростей, навпаки, зростала до 28–36%. При цьому, в найтеплішому 2010 р. частка діатомових водоростей становила 59%, а сумарна частка зелених і синьозелених досягала 32%.

Виявлено достовірну обернену залежність між температурою води і флористичною часткою діатомових водоростей ($r = -0,98$; $p = 0,004$) і достовірну пряму залежність між температурою води і сумарною часткою зелених і синьозелених водоростей ($r = 0,93$; $p = 0,02$).

Аналіз структури чисельності фітоепіфітону встановив достовірну обернену залежність між температурою води і часткою діатомових водоростей ($r = -0,54$; $p = 0,008$) і достовірну пряму залежність між температурою води і часткою синьозелених водоростей ($r = 0,51$; $p = 0,01$), а також між температурою води і часткою зелених водоростей ($r = 0,43$; $p = 0,04$).

Важливим є те, що отримані нами дані узгоджуються з результатами досліджень фітопланктону – як Канівського водосховища (Zadorozhna, Shcherbak, 2017), так і Київського водосховища (Shcherbak, 2019).

2. Індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека

Показано, що індекс сапробності за фітоепіфітоном чутливо реагує на підвищення температури води. Так, аналіз багаторічної динаміки індексу сапробності фітоепіфітону з 2008 по 2017 рр. показав, що його піки реєструвались у 2010 і в 2017 рр., тобто співпадали з максимумами температури води. Це може пояснюватись тим, що при підвищенні температури зростає інтенсивність деструкції, і у воді збільшується кількість легкоокиснюваних органічних речовин.

3. Індекс Шеннона

Аналіз динаміки індексу Шеннона фітоепіфітону впродовж літніх сезонів дозволив виявити тенденцію до зниження даного індексу при підвищенні температури води.

Так, наприклад, максимальні величини індексу Шеннона – 3,26–3,32 біт/екз зареєстровані в температурному діапазоні 20,1–22,5°C, а мінімальні – 1,36–1,79 біт/екз – при температурі води, що перевищувала 24–25°C. Це може пояснюватись тим, що домінуючим компонентом фітоепіфітону є діатомові водорості, а для розвитку літніх форм цього відділу оптимальною є температура 22,0–23,0°C. Відповідно за таких температур формуються сприятливі умови для розвитку полідомінантного угруповання діатомових водоростей. У той же час, величини температури близько 25°C виходять за межі оптимуму діатомових водоростей, тому за таких умов може формуватись оліго- чи монодомінантне угруповання.

Ще однією причиною зниження індексу Шеннона фітоепіфітону при аномальному підвищенні температури води може бути „цвітіння” планктонних синьозелених водоростей, які формують плівку на поверхні води і відповідно погіршують світлові умови для фітоепіфітону.

Таким чином, встановлено, що співвідношення діатомових, зелених і синьозелених водоростей у формуванні флористичного різноманіття і чисельності фітоепіфітону, індекс Шеннона та індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека чутливо реагують на підвищення температури води. Очевидно, що встановлені закономірності є важливими адаптаційними механізмами відгуку водоростевих угруповань на підвищення температури води і можуть бути використані для моніторингу кліматичних змін.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Semenyuk N.Ye. Homeostasis of phytoepiphyton of the Dnieper reservoirs // *Hydrobiological Journal*. – 2018. – Vol. 54, Issue 2. – P. 16–30.

Semenyuk N.Ye., Shcherbak V.I. Structural and Functional Organization of Phytoepiphyton of the Dnieper Reservoirs and Factors Influencing Its Development. Report 1. Role of Some Hydrophysical Factors // *Hydrobiological Journal*. – 2016. – Vol. 52, Issue 5. – P. 3–17.

Shcherbak V.I. Response of phytoplankton of the Kiev Reservoir to the increase in summer temperatures // *Hydrobiological Journal*. – 2019. – Vol. 55, Issue 1. – P. 18–35.

Zadorozhna H., Semeniuk N., Shcherbak V. Interaction between phytoplankton and epiphytic algae in the Kaniv Water Reservoir (Ukraine) // *International Letters of Natural Sciences*. – 2017. – Vol. 61. – P. 56–68.

Zadorozhna G.M., Shcherbak V.I. Effect of solar radiation and water temperature on development of phytoplankton in the Kaniv reservoir // *Hydrobiological Journal*. – 2017. – Vol. 53, Issue 1. – P. 18–27.

УДК 574.632:574.633

В.О. ЯКОВЕНКО, Н.Б. ЄСПОВА, Т.О. ДЕРКАЧ

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
пр. Гагаріна, 72, Дніпро 49010, Україна

ВИДОВИЙ СКЛАД ТА КІЛЬКІСНІ ПОКАЗНИКИ ЛІТОРАЛЬНОГО ЗООПЛАНКТОНУ РІЧКИ ОРІЛЬ

Велика увага, що приділяється проблемам малих річок, багато в чому визначається значними антропогенними навантаженнями на їх екосистеми. Дії такого типу призводять до різних порушень режимів річок і, відповідно – до зміни структурно-функціональних характеристик угруповань гідробіонтів, що зрештою негативно позначається на самоочисній здатності водойм (Шевченко, 2017; Bonecker et al., 2015; Ravera, 2017). Внаслідок цього складається передкризова та кризова гідроекологічна ситуація, при якій самовідновлювальна здатність малих річок вже не забезпечує екологічної рівноваги.

Зоопланктон як екологічне угруповання безхребетних тварин характеризується відносною сталістю видового складу, динамічною стійкістю, структурно-функціональною організацією в природних умовах. Зміни складу і структури зоопланктону, які можна помітити лише з часом, відбуваються як у результаті природних процесів, так і в результаті господарської діяльності людини (Яковенко, Федоненко, 2010).

Річковий зоопланктон грає важливу роль у самоочищенні води (Яковенко, Федоненко, 2016). Багато видів коловороток і ракоподібних, інтенсивно фільтруючи воду, витягають з товщі величезну кількість органічних речовин. Саме органічне

забруднення води є на сьогодні одним з головних антропогенних факторів, які впливають на гідроекосистеми (Федоненко та ін., 2012).

Основним джерелом забруднення річки Оріль (правої притоки Дніпра) на сучасному етапі є комунальні стічні води селищ та чисельних дачних ділянок, розташованих на її берегах, а також поверхневий стік з сільськогосподарських угідь, засмічення русла і заплава побутовим сміттям, господарська діяльність в прибережній смузі річки (Філатов, 2016).

Мета нашої роботи полягала в тому, щоб на підставі якісних і кількісних показників зоопланктону дати характеристику якості води літоралі річки Оріль в районі найбільшого стоку стічних вод (с. Кіровське) та у її гирловій частині.

Перші свідчення про зоопланктофауну р. Оріль знаходяться в працях Г.Б. Мельникова (Мельников, 1939). На той час були зафіксовані 8 видів коловерток, 7 видів веслоногих і 9 видів гіллястовусих. Чисельність зоопланктону складала 10,1 тис. екз/м³, біомаса – 218,2 мг/л. Домінуючим видом виступав *Acanthocyclops vernalis robustus*, його чисельність складала 62,4%, біомаса – 35% від загального числа. Відсоток коловерток був мінімальним: чисельність складала 1,8%, біомаса – 0,6%. За чисельністю проміжне значення мали гіллястовусі – 32%, а за біомасою вони мали максимальний показник – 58%. Домінуючими гіллястовусими були види *Chydorus sphaericus* і *Ceriodaphnia pulchella*.

Впродовж 70-80-х років вивчення процесів формування та змін у складі зоопланктону річки Оріль проводили А. К. Дига (Дига, Рубаненко, 1977), В.Л. Галінський (Галинский, 1977) та інші. У складі літнього зоопланктону переважали за чисельністю коловертки – 21,2 тис.екз./м³, а за біомасою – веслоногі – 0,245 мг/л, чисельність і біомаса гіллястовусих були наступними: 3,5 тис. екз./м³ і 0,22 мг/л відповідно.

Наші дослідження проводились влітку 2018-2019 рр. на двох станціях річки Оріль: біля с. Кіровське та у гирлі річки. Під час відбору матеріалу застосовували планктонну сітку Апштейна. Дослідження структурно-функціональних параметрів зоопланктону базувалося на показниках чисельності організмів і їх біомаси. Чисельність гідробіонтів (N) виражали в тис. екз/м³, біомасу (B) – в мг/м³.

Влітку у біотопі глечиків р. Оріль було зафіксовано 43 види, з них 21 видів коловерток, 5 – веслоногих, 17 – гіллястовусих ракоподібних та 1 – велігер дрейсени. У біотопі відкритої літоралі річки зафіксовано 50 видів, з них 28 вид коловерток, 7 – веслоногих, 14 – гіллястовусих ракоподібних та 1 – велігер дрейсени. У біотопі заростей очерету зафіксовано 45 видів, з них 20 видів коловерток, 8 – веслоногих, 16 – гіллястовусих ракоподібних, 1 – велігер дрейсени та молодь веслоногих. У біотопі заростей рдеснику зафіксовано 57 видів, з них 25 видів коловерток, 11 – веслоногих, 21 – гіллястовусих ракоподібних, 1 – велігер дрейсени та молодь веслоногих.

Серед представників зоопланктонного угруповання річки, більшість відноситься до бореального прісноводного комплексу. Порівняння розвитку видів літорального зоопланктону річки Оріль на початку ХХІ сторіччя і періоду 60-80 років ХХ сторіччя, показує зниження зустрічаємості видів гіллястовусих ракоподібних *Polyphemus pediculus*, *Sida crystallina* та *Diaphanosoma brachyurum*, які є великими за розмірами видами. Зникнення цих видів є наслідком процесу прогресуючої евтрофікації, що веде до подрібнення видів зоопланктону та заміни великих малими за розміром видами.

Влітку чисельність зоопланктону біотопів літоралі річки Оріль коливалась від 97,8 до 581,5 тис. екз/м³, в середньому 275,5 тис. екз/м³. Найбільшою чисельністю планктофауни влітку виявилась у заростях глечиків – 339,7 тис. екз/м³, найменшою – у заростях очерету – 177,7 тис. екз/м³. У заростях глечиків чисельність зоопланктону коливалась від 98 до 581 тис. екз/м³, в середньому 339,7 тис. екз/м³.

З груп зоопланктону у гирлі річки Оріль домінували коловертки, які склали 75,7% за чисельністю. Переважання коловерток було обумовлене розвитком видів, що

живляться органічною речовиною та в її присутності розмножуються в значній кількості: *Asplanchna priodonta*, *A. brightwelli*, *Filinia longiseta*, *Anuraeopsis fissa*, *Brachionus calyciflorus*, *Br. diversicornis*. Крім того, значної кількості досягала чисельність гіллястовусого ракоподібного *Bosmina longirostris*. Розмноження рачка в умовах забруднення пояснюється тим, що за типом живлення він є седиментатором та забруднення не заважає його життєдіяльності.

Розвиток зоопланктону різних біотопів річки був практично однаковий завдяки тому, що у щільних заростях очерету вплив стічних вод значною мірою нівелюється. Серед коловерток домінували заростеві форми: *Euchlanis dilatata*, *Colurella colurus*, *Lepadella patella*. У заростях рдеснику чисельність зоопланктону коливалась від 274 до 383,2 тис. екз/м³. Домінуючою групою тут виявились гіллястовусі ракоподібні, які за чисельністю склали 29,4%. Серед ракоподібних домінували види *Eucercus lamellatus*, *Camptocercus rectirostris*, *Simocephalus vetulus*, *Graptoleberis testudinaria*, *Scapholeberis mucronata*. Велика листова поверхня заростей рдеснику сприяє розвитку рачків, які тут мешкають, розмножуються та ховаються від хижаків.

Біомаса зоопланктону річки Оріль коливалась від 558,2 до 1700,3 мг/м³, у середньому 988,3 мг/м³. Біомаси зоопланктону у заростях глечиків та у заростях рдеснику виявились схожими, відповідно 1129,3 та 1378,9 г/м³, завдяки тому, що маса гіллястовусих перевищує масу коловерток, а відсоток ракоподібних був вищим у заростях рдеснику, це так звані «фітофільні» зоопланктери. Найменша біомаса планктофауни була в заростях очерету – 675,9 мг/м³.

Таким чином, надходження органічної речовини в акваторію річки Оріль впливало, переважно, на чисельність зоопланктону і в меншій мірі – на біомасу, оскільки нарощування чисельності відбувалось за рахунок коловерток. Найбільшою доля коловерток виявилась у заростях глечиків – 41,2%, найменшою – у заростях рдеснику – 20,8%. Надходження стічних вод у річку поблизу с. Кіровське, а з іншого боку, уповільнення течії у гирловій ділянці, обумовили більші показники розвитку планктофауни у всіх біотопах гирла річки. За індексом сапробності вода біотопів річки Оріль належить до β-мезосапробної зони, що відповідає 4 категорії якості й ступеню чистоти води "Помірно забруднені". Вода біотопів заростей відеритої літоралі та заростей глечиків ділянки річки біля с. Кіровське відноситься до 5 категорії якості "Забруднені".

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Галинский В. Л. Зоопланктон реки Орель // Биологические аспекты охраны и рационального использования окружающей среды : сб. науч. трудов. – Днепропетровск, 1977. – С. 24–31.

Дыга А. К., Рубаненко В. Ф. Трансформация зоопланктона р. Орель в связи с эвтрофированием // Круговорот вещества и энергии в водоемах: Сб. науч. тр. – 1977. – С. 166–169.

Мельников Г.Б. Зоопланктон Днепровского водохранилища // Вісник Дніпропетр. гідробіол. станції. – 1939. – Т.5. – 327 с.

Федоненко О.В., Єсіпова Н.Б., Шарамок Т.С., Ананьєва Т.В., Яковенко В.О., Жежеря В. О. Сучасні проблеми гідробіології. Запорізьке водосховище. – Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетровського ун-та, 2012. – 280 с.

Філатов Б.А. Екологічний паспорт Дніпропетровської області – 2016. – 64 с.

Шевченко Н.Ф. Зоопланктон руслової ділянки нижнього Дніпра та його знесення річковим потоком // Таврійський науковий вісник. – 2017. – С. 232 – 237.

Яковенко В.О. О.В. Федоненко Літоральний зоопланктон Дніпровського водосховища в умовах антропогенного впливу // Вісник Одеського національного університету. – 2010 – Т.15, вип. 6, – С. 88 – 94.

Bonecker C. C., Costa C. L., Velho L. F. M., Tôha F. A. L. Diversity and abundance of the planktonic rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain // *Hydrobiologia*, Netherlands – 2015 – Vol. 546, n. 1. – P. 405-414.

Ravera O. Effect of eutrophication on zooplankton // *Progr. Water. Technol.* – 2017 – 183 – P. 1049 – 1059.

Yakovenko V. Fedonenko E. Zooplankton of Mokraya Sura river // *International Letters of Natural Sciences* – 2016. – Vol. 51. – P. 29–35.

СЕКЦІЯ II. ФІЗІОЛОГО-БІОХІМІЧНІ МЕХАНІЗМИ АДАПТАЦІЇ ГІДРОБІОНТІВ ДО ЗМІН ЕКОЛОГІЧНИХ ЧИННИКІВ

УДК (581.13:582.26):57.014

О.І. БОДНАР, О.П. ДРЕЛЬ

Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ЛІПІДНИЙ МЕТАБОЛІЗМ У *CHLORELLA VULGARIS* Beij. ЗА ВПЛИВУ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ

Роль ліпідів у клітинах значно посилюється на підтримку життєдіяльності за дії екстремальних чинників середовища, а їх кількісний і якісний склад відображає адаптаційні можливості водоростевих клітин (Morsy, 2012). Компенсаторна реакція водних організмів, включно мікрводоростей і вищих водяних рослин, на рівні ліпідного складу у відповідь на стресові умови існування має подібний характер і проявляється в основному у зміні вмісту структурних, запасних, регуляторних ліпідів та відповідних жирних кислот. Структурні ліпіди впливають на фазовий стан мембран. Вважається, що коливання ступеню мікрров'язкості ліпідного бішару є достатніми для активації та розвитку регуляторних реакцій, які надалі приводять до адаптивних змін організму (Kostiuk, 2012; Morsy, 2012).

Використання сполук ліпідної природи у фармацевтичній і косметичній промисловості має ряд переваг: стабільність складу, порівняно нескладні умови їх виділення та зберігання, менша ймовірність побічних ефектів тощо. Високу біоаккумуляцію неорганічних солей та утворення їх біокомплексів саме з ліпідами водоростей можна використати для одержання ефективних біологічно активних добавок, які містять необхідні для організму мікроелементи, наприклад селен та іони деяких біогенних металів (Molnar, 2013).

Chlorella vulgaris Beij. відома як традиційний модельний об'єкт вивчення біохімії і фізіології одноклітинних водоростей, а також знаходить застосування у біотехнології для отримання протеїнів, ліпідів, каротиноїдів, вітамінів тощо (Золотарьова, 2008).

З огляду на зазначене, досліджено відносний вміст ліпідів окремих класів, жирнокислотний склад та особливості накопичення селену, цинку і хрому ліпідами різних класів у *Chlorella vulgaris* за дії натрій селеніту 10,0 мг Se(IV)/дм³ окремо та спільно з Zn (II) 5,0 мг/дм³ і Cr (III) 5,0 мг/дм³ упродовж 7 діб їх дії.

З'ясовано, що за дії натрію селеніту окремо та спільно з Zn (II) і Cr (III) у співвідношенні окремих класів ліпідів клітин *Ch. vulgaris* значних змін щодо контролю не відбулося. Спостерігали лише збільшення відносної кількості фосфоліпідів (ФЛ) – на 6% за дії селеніту, та триацилгліцеролів (ТАГ) – на 13% за спільної дії селеніту з Cr (III), а також зменшення кількості ФЛ на 11% за спільної дії селеніту з хромом порівняно з контролем. Очевидно, збільшення частки ТАГ за спільної дії Se (IV) з Cr (III) забезпечує ущільнення клітинних мембран та є захисним механізмом на токсичну дію, передусім хрому (Harwood, 2009; Morsy, 2012).

Найбільш лабільним компонентом ліпідів, як відомо, є вищі жирні кислоти (ЖК). Оскільки важливою адаптивною властивістю метаболізму загалом, і у водних рослин зокрема, за дії сполук як металів, так і неметалів, є здатність до зміни складу ЖК (Луців, 2015; Harwood, 2009), досліджено зміни жирнокислотного складу клітин хлорели за дії зазначених мікроелементів.

Встановлено, що внесення у середовище культивування хлорели натрій селеніту зумовило збільшення вмісту ЖК 18:0 на 15,3%, ЖК 18:1 – на 82,0 %, однак мало місце зменшення кількості ЖК 16:0 на 29,7% порівняно з контролем. За спільної дії селеніту

та Zn (II) відмічено збільшення вмісту ЖК 18:1 на 85,3% та зменшення кількості ЖК 16:0 на 24,5% і 18:0 – на 10,5%. При цьому в обох дослідних варіантах знайдено сліди ЖК 12:0, 14:0 та 18:2.

Одночасний вплив натрій селеніту та Cr (III) зумовив щодо контролю збільшення вмісту жирних кислот 14:0, 18:0, 18:1 та 18:2 відповідно на 6,3%, 20,7%, 73,6% і 47%. Окрім цього, мало місце зменшення кількості ЖК 16:0 на 31,4% та виявлено сліди ЖК 12:0.

Слід зазначити, що за дії селеніту як окремо, так і спільно з Zn (II) та Cr (III), у клітинах *Ch. vulgaris* виявлено переважання ненасичених жирних кислот над насиченими. Коефіцієнт співвідношення «насичені/ненасичені» зменшився більше, ніж удвічі у всіх варіантах досліджу.

Зміни жирнокислотного складу клітин хлорели відображають загальні тенденції зміни метаболізму у водних рослин за дії мікроелементів. Значне збільшення кількості ЖК свідчить про посилення катаболічних процесів у клітинах та мобілізацію жирнокислотних резервів, як джерела енергії для адаптивних перебудов структурних компонентів клітин (Луців, 2015; Kostuik, 2012).

Відомо, що клітини активніше поглинають та накопичують метали та неметали, які здатні реагувати з макромолекулами їх мембран та транспортними протеїнами, а тому легко та швидко залучаються водними організмами у метаболічні процеси (Foulkes, 2000).

Проведені нами дослідження показали, що при культивуванні хлорели у середовищі з натрій селенітом окремо та спільно з Zn (II) і Cr (III) мало місце значне збільшення кількості досліджуваних мікроелементів у внутрішньоклітинних ліпідах. Так, вміст Se (IV) збільшився в 2,1 рази, Zn (II) – в 10,0 разів, Cr (III) – у 15,2 разів щодо контрольних значень. Водночас, дослідження особливостей включення селену, цинку та хрому до складу ліпідів різних класів виявило, що у ФЛ кількість Se (IV), Zn (II) і Cr (III) збільшилася на 125 %, 432 % та 125 % щодо контролю, у диацилгліцерилах (ДАГ) – на 112 %, 180 % та 620 % відповідно. У складі неетерифікованих жирних кислот (НЕЖК) кількість Se (IV) збільшилася на 10 %, Zn (II) – на 70 % і Cr (III) – на 28 % щодо контрольних значень. Вміст Se (IV), Zn (II) та Cr (III) у ТАГ збільшився відповідно на 116 %, 39 % і 436 % порівняно зі значеннями у контролі.

Результати досліджень показали значне збільшення вмісту мікроелементів у ліпідах різних класів щодо контрольних значень, що може бути пов'язано з біологічною роллю досліджуваних мікроелементів та фізіолого-біохімічними властивостями ліпідів, які формують високу спорідненість до досліджуваних іонів (Foulkes, 2000). До того ж, включені в ліпіди і в окремі класи ліпідів селен, цинк та хром зв'язуються з ними міцно, оскільки в результаті процедури виділення в їх складі залишається достатньо велика кількість цих мікроелементів, які піддаються кількісному та якісному визначенню (Патенти 2017; 2017). Можливо, цей зв'язок є результатом не тільки адсорбції мікроелементів, а й їх включення до складу молекул ліпідів, насамперед полярних фосфоліпідів, та за місцем подвійного зв'язку в ненасичені жирні кислоти за допомогою ковалентного чи координаційного хімічного зв'язку. Зазначимо, що біологічна роль включення селену може бути пов'язана з його фізіологічною роллю в ліпідах як стабілізаційного чинника стереоструктури макромолекули чи антиоксиданту (Foulkes, 2000; Morsy, 2012).

Отже, регуляцію ліпідного метаболізму *Ch. vulgaris* за допомогою натрій селеніту спільно з Zn (II) та Cr (III) можна використовувати з метою збільшення вмісту ліпідів та їх окремих класів, а також одержання ліпідних біологічно активних препаратів, збагачених есенційними мікроелементами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Золотарьова О. К., Шнюкова Є. І., Сиваш О. О., Михайленко Н. Ф. Перспективи

використання мікроводоростей у біотехнології. – Київ: Альтерпрес, 2008. – 234 с.

Луців А. І. Регуляція біосинтезу ліпідів у *Chlorella vulgaris* Веї. іонами металів та нафтопродуктами: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня, канд. біол. наук: 03.00.04 «Біохімія». – Тернопіль, 2015. – 24 с.

Патент України А61К36/05. Спосіб отримання біологічно активного селен-цинк-ліпідного комплексу з хлорели / Боднар О. І., Вінярська Г. Б., Грубінко В. В., Лихацький П. Г., Фіра Л. С. – № 114650; заявл. 12.10.2016; опубл. 10.03.2017; Бюл. № 5 – 3 с.

Патент України А61К 33/04, А61К 33/30, А61К 36/05. Спосіб отримання біологічно активного селен-хром-ліпідного комплексу з хлорели / Лукашів О. Я., Боднар О. І., Вінярська Г. Б., Грубінко В. В. – № 122227; заявл. 17.07.2017; опубл. 26.12.2017; Бюл. № 24. – 3 с.

Foulkes E. C. Transport of toxic heavy metals across cell membranes // Proceedings of the Society for Experimental Biology and Medicine. – 2000. – Vol. 223 (3). – P. 234–240.

Harwood J. L., Guschina I. A. The versatility of algae and their lipid metabolism // Biochimie. – 2009. – Vol. 91, N 6. – P. 679–684.

Kostiuk K. V., Grubinko V. V. Change of composition of the cellular membranes of the aquatic plants under the impact of toxic substances // Hydrobiol. J. – 2012. – Vol. 48, N 4. – P. 75–92.

Molnar S., Kiss A., Virag D., Forgo P. Comparative studies on accumulation of selected microelements by *Spirulina platensis* and *Chlorella vulgaris* with the prospects of functional food development // J. Chem. Eng. Process. Technol. – 2013. – Vol. 4, Issue 7 – P. 172–181.

Morsy A., Ali Salama K., Kamel H., Mansour A. Effect of heavy metals on plasma membrane lipids and antioxidant enzymes of *Zygophyllum* species // EurAsian Journal of BioSciences. – 2012. – N 6. – P. 1–10.

УДК 577.352.38:577.64

L.L. GNATYSHYNA^{1,3}, V.V. KHOMA¹, D. OZOLIŅŠ², A. SKUJA², I. KOKORITE², V. RODINOV², V.V. MARTYNIUK¹, Y.S. RAROK¹, G. SPRINĢE², O.B. STOLIAR¹

¹Volodymyr Hnatyuk Ternopil National Pedagogical University, Kryvonosa Str 2, Ternopil 46027, Ukraine

²University of Latvia,

Miera Str. 3, Salaspils, LV 2169, Latvia

³I.Ya. Horbachevsky Ternopil National Medical University, m. Voli, 1, Ternopil 46001, Ukraine

MULTI-MARKER APPROACH WITH THE UTILIZING OF BIVALVE MOLLUSKS FOR THE EVALUATION OF HYDROPOWER PLANTS IMPACT IN LATVIA AND UKRAINE*

Hydropower is the most important and most economical of renewable energy sources for electricity generation; and its importance in the future is expected to increase (Kaunda et al., 2012). Hydropower could prove especially valuable power source in the context of climate change due to its low carbon footprint and high power generation efficiency. Additionally, large reservoirs could be utilized for other purposes (recreation, source of drinking water). On the other hand, these artificial reservoirs could accumulate toxic effluents, alter temperature regime and cause degradation of aquatic ecosystems (Rambo et al., 2017). Therefore, the environmental impact of HPP reservoirs needs to be evaluated. The majority of ecotoxic studies of the impact of HPPs is focused on the biodiversity and accumulation of toxic metals and persistent organic substances in the reservoirs (Lebedynets et al., 2004, Quadroni et al., 2017) and genotoxicity caused by the sediment (Rambo et al., 2017). Biochemical markers of the

effect and exposition in the aquatic animals from the HPPs related areas are studied scantily (Tarnowska et al., 2013). The selection of relevant bioindicative organisms is a crucial point for an ecotoxicological studies. Bivalve mollusks are excellent indicator organisms to assess the effects of environmental stressors on aquatic ecosystems and human exposure since they have sedentary nature, filter-feeding behaviour, ability to accumulate pollutants and sensitivity to environmental temperature (Dailianis, 2010).

The aim of this study was the evaluation of the environmental relevance of artificially transformed river sites related to hydropower plants (HPPs) activities basing on the detecting of biochemical markers of stress and toxicity of bivalve mollusks. We selected the indices of oxidative stress, metabolic depression, metallothionein levels (as the marker of contamination by toxic metals), and cholinesterase levels (as the marker of organophosphate and thiocarbamate toxicity). Vitellogenin-like proteins, determined as alkali-labile proteins (ALP), were included as components that supply gametogenesis with phosphates and zinc. The enzyme of apoptosis, caspase-3, was also evaluated.

Bivalve mollusks *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), in Latvia and Ukraine, and *Unio tumidus* (Retzius, 1788) in Ukraine were studied. *D. polymorpha* was sampled in autumn, and *U. tumidus* - in summer and autumn. In Latvia, the mussels were sampled at the reservoir of Riga HPP (River Daugava) and natural Lake Kanieris (shallow lagoon clearwater macrophyte lake, part of Kemeru National Park). In Ukraine, the specimens of *U. tumidus* were collected at the tributaries of the Dniester River basin within its middle streams (before and after dam of small HPP in Kasperivtsi (r. Seret) and micro HPPs in Krasnostavtsi (r. Zvanchyk), and the specimens of *D. polymorpha* - in Ternopil Lake (r. Seret)). The applied methods are described thoroughly in (Falfushynska et al., 2012).

Water chemical composition has shown the similarity of the characteristics depending on the geographic location. The analysis of antioxidant enzymes has also indicated that superoxide dismutase, catalase and glutathione S-transferase activities were similar within the same species in the mussels from both Latvian sites and in the mussels from small HPP and micro HPP (before and after the dam) with some exceptions. Surprisingly, the level of lipid peroxidation detected as thiobarbituric acid-reactive substances, was higher in the specimens from expectedly less contaminated sites (the natural lake in Latvia and micro HPP in Ukraine). In contrast, protein carbonyl (PC) level was higher in mollusks from big reservoirs (Kasperivtsi and Riga). Besides, higher level of PC was accompanied with the low activity of the main apoptotic executive enzyme caspase-3. This regularity can reflect the delayed apoptosis and, therefore, the accumulation of the oxidized proteins in the digestive gland of mollusks in these reservoirs.

The level of low weight thermostable protein metallothionein, known by its unique ability to keep the reserve of zinc, copper and cadmium ions in the low-toxic metal-thiolate clusters within the cells, was detected from their sulfhydryl groups (MT-SH). This level was similar in the groups of comparison in most cases, and only was lowest in the mollusks from Kasperivtsi in autumn. The levels of glutathione (GSH, GSSG) and/or the GSH/GSSG ratio in the digestive gland were substantially different between the groups of comparison, with higher values for all of them in the mussels from the natural lake and micro HPP. Hence, the mollusks from the big artificial reservoirs had the manifestations of the elevated oxidation of thiols and proteins, whereas the mollusks from the comparatively less disturbed sites demonstrated the reductive stress (high levels of thiols MT-SH, GSH and GSH ratio) accompanied by the intensified lipid peroxidation.

The analyses of the markers of toxicity detected high level of metals (Zn and Cu) in the tissues of mussels from the Kasperivtsi reservoir in two seasons and in Ternopil lake in autumn. In the mussels from the Riga reservoir, it was rather low. The level of vitellogenin-like proteins (ALP) was higher in the mussels from the big reservoirs (Kasperivtsi in summer, Riga) than in the groups of comparison. Despite the skepticism concerning the validity of this marker of endocrine disruption in mollusk, the elevated activity of gonads function in the

mussels from the big reservoirs can be attested as a sign of particular environment. The evaluation of cholinesterase (ChE) activity also detected differences between the mussels from sites of comparison, with lower values in the Kasperivtsi reservoir in two seasons. The depletion of the ChE activity indicated the effect of neurotoxic xenobiotics (Dailianis, 2010). This response indicated the typical impact of the agricultural and municipal effluents in the reservoir of HPP in Ukraine.

It is worth mentioning, that even two closely located sites separated only by dam at both studied HPPs in Ukraine demonstrated very different responses of mollusks. The correlation analysis shows the highest number of associations for cellular thiols. The standardization of the biomarker parameters for the Index of Integrated Biological Response (IBR) indicates the metallothionein, caspase-3 and protein carbonyl levels as the most different responses between the sites before and after the dam.

Overall, the current study represents the first evaluation of the biochemical responses of bivalve mollusks from HPP-related areas. The biomarker response in zebra mussels of the Riga HPP reservoir supports the evidence of comparatively low environmental impact of such reservoirs (Álvarez-Vázquez et al., 2017), whereas the high impact of pollution of the reservoir of small HPP in Kasperivtsi and also the Ternopil Lake is evident. These results confirm the evidence of the amplification of the typical environmental impact in the area due to the change in water runoff. The indexes of the redox capacity and ChE activity in the bivalve mollusks can serve as appropriate markers of the environmental impact depending on the artificial disturbing of water flow in the rivers. The monitoring of the environmental impact with the utilization of multi-biomarker approach in bivalve mollusks can promote the constructive hydrodynamic policy in the exploitation of HPPs and control of the local sources of pollution.

ACKNOWLEDGMENTS

**This work has been granted by the Ministry of Education and Science of Ukraine (Projects M/70-2017, M/35-2018 and 132B for O. Stoliar) and State Education Development Agency of Latvia (Projects LV-UA/2016/5 and LV-UA/2017/5 for G. Springe).*

REFERENCES

- Álvarez-Vázquez MÁ, Prego R, Caetano M et al. Contributions of trace elements to the sea by small uncontaminated rivers: Effects of a water reservoir and a wastewater treatment plant // *Chemosphere*. – 2017. - Vol. 178. - P.173–186.
- Dailianis S. Environmental impact of anthropogenic activities: the use of mussels as a reliable tool for monitoring marine pollution. In: *Mussels: Anatomy, Habitat and Environmental Impact* / Edited by L.E. McGevin. - Nova Science Publishers, Inc., 2010. - P. 43-72.
- Falfushynska H.I., Gnatyshyna L.L., Golubev A.P., Stoliar O.B. Main partitioning criteria for the characterization of the health status in the freshwater mussels *Anodonta cygnea* from spontaneously polluted area in Western Ukraine // *Environmental Toxicology*. – 2012. – Vol. 27, N8. - P. 485–494.
- Kaunda C.S., Kimambo C.Z., Nielsen T.K. Hydropower in the Context of Sustainable Energy Supply: A Review of Technologies and Challenges // *ISRN Renewable Energy*. – 2012. – Vol. 2012. - P. 1-15.
- Lebedynets M., Sprynskyy M., Kowalkowski T., Buszewski B. State of environment in the Dniester River Basin (West Ukraine) // *Environ. Sci. Pollut. Res.* – 2004. – Vol. 11, N4. – P. 279-280.
- Quadroni S., Crosa G., Gentili G., Esp, P. Response of stream benthic macroinvertebrates to current water management in Alpine catchments massively developed for hydropower // *Sci. Total Environ.* – 2017. – Vol. 609. – P.484-496.

Rambo C.L., Zanotelli P., Dalegrave D. et al. Hydropower reservoirs: cytotoxic and genotoxic assessment using the *Allium cepa* root model // Environ. Sci. Pollut. Res. – 2017. – Vol. 24, N.9. - P.8759-8768.

Tarnowska K., Daguin-Thiebaut C., Pain-Devin S., Viard F. Nuclear and mitochondrial genetic variability of an old invader, *Dreissena polymorpha* (Bivalvia), in French river basins // Biological Invasions. – 2013. – Vol. 15, N 11. – P. 2547-2561.

УДК 591.524.1+303.092.5

В.В. ГРУБІНКО

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

Пам'яті д.б.н., проф. Арсана О.М.

АДАПТАЦІЙНИЙ ПРОЦЕС У ГІДРОБІОНТІВ: СТОХАСТИЧНА МОДЕЛЬ

Стохастичне моделювання є доповненням і поглибленням детермінованого факторного аналізу. У факторному аналізі стохастичні моделі використовуються з трьох основних причин: а) необхідно вивчити вплив факторів, за якими не можна побудувати жорстко детерміновану факторну модель; б) потрібно вивчити вплив факторів, що не піддаються об'єднанню в одній жорстко детермінованій моделі; в) слід вивчити вплив складних факторів, що не можуть бути виражені одним кількісним показником (наприклад, еволюція чи адаптація). На відміну від жорстко детермінованого стохастичний підхід для реалізації вимагає низку передумов: а) наявність сукупності; б) достатній обсяг спостережень; в) випадковість і незалежність спостережень; г) однорідність; д) наявність розподілу ознак, близького до нормального; е) наявність спеціального математичного апарату. Побудова стохастичної моделі проводиться в декілька етапів: 1) якісний аналіз (постановка мети аналізу, визначення сукупності, результативних і факторних ознак, вибір періоду, за який проводиться аналіз, вибір методу аналізу); 2) попередній аналіз сукупності, що моделюється (перевірка однорідності сукупності, виключення аномальних спостережень, уточнення необхідного обсягу вибірки, встановлення законів розподілу досліджуваних показників); 3) побудова стохастичної (регресійної) моделі (уточнення переліку факторів, розрахунок оцінок параметрів рівнянь регресії, вибір конкуруючих варіантів моделей); 4) оцінювання адекватності моделі (перевірка статистичної істотності (суттєвості) рівняння в цілому та його окремих параметрів, перевірка відповідності формальних властивостей оцінок завданням дослідження); 5) інтерпретація і практичне використання моделі (визначення просторово-часової стійкості побудованої залежності, оцінка практичних властивостей моделі).

Згідно з сучасними уявленнями, адаптація – це сукупність фізіолого-біохімічних, анатомо-морфологічних та мікробіологічних змін організмів і надорганізмових систем, які призводять до видозмін у напрямку підвищення їх шансів на виживання, відтворення середовища і участі у еволюційному процесі (Ночачка, 2002).

Оскільки основною метою біологічної системи є забезпечення достатнього рівня енергетичного (термодинамічного) та трофічного статусу, біологічного різноманіття, цілісності та збалансованості функціонування – в цілому еквіфінальності (корисної результативності), а також можливостей для самовдосконалення та участі в еволюційному процесі, головним завданням системи є необхідність підтримання достатнього рівня її самозабезпечення і збільшення рівня функціонування в змінених умовах середовища.

Відповідно, адаптація вирішує проблему підтримання структури та фізіологічних функцій живих систем у змінених умовах, в першу чергу загального

гомеостазу (постійність складу) та енантіостазу (постійність функціонування). Автори (Ночачка, 2002; Грубінко, 2000, 2005, 2010) підкреслюють, що в адаптації значно важливіше зберегти не постійність складу, а, насамперед, – постійність функції(-ій). Самозбереження живих систем реалізується з підтримкою адаптацій, які в еволюційному процесі в нових екологічних умовах забезпечують утворення і закріплення нової якості (дискретний стан) (Грубінко, 2010).

Пристосування виявляються у змінах біохімічних, біофізичних, фізіологічних, поведінкових та інших функцій. Можливості індивідуальної (фізіологічної) доступності обмежені (кожна особина має свій потенціал пристосованості, спадково закріплені межами експресії геному). В системі взаємодій з факторами пристосованість організму досягається на основі норми реакції. Організм в умовах незначних змін середовища переходить від одного стану пристосування до іншого через ланцюги переходів (континуальні переходи).

Механізми, які забезпечують пристосованість особин і угруповань до змінюваних умов середовища, різні. Різноманітність особин в популяції забезпечує більш широкі можливості пристосовуватися, ніж у кожній окремої особини. Розширення ефективності пристосованості популяції реалізується шляхом елімінації найбільш чутливих до даного фактору особин (Строганов, 1977). Тому адаптація є кількісним і часовим процесом, у зв'язку з чим має рівні та швидкість процесу.

Формування конкретного рівня адаптації, як правило, залежить від тривалості дії фактора. У процесі розробки адаптаційного відбору зафіксовано місце виникнення – F1 (рецепція і еферентний аналіз сигналу факторної дії), після чого швидко формується первинна реакція системи для вивчення наявних у неї пластичних і енергетичних ресурсів (F2), що відбувається, як правило, на фенотипічному рівні в межах норми реакції. При цьому рівень активності системи відносно початкового стану значно збільшується (в десятки або в сотні разів).

Оскільки у стані надвисокої активності значно активуються флуктуаційні процеси, розвиток процесу може здійснювати багатоваріантно (біфуркаційно). Всі системи містять підсистеми, які постійно флуктують (Пригожин, 1986). Флуктуація передбачає різноманітні відхилення якої-небудь величини від вихідного значення параметру стаціонарного стану. При цьому числова багатоваріантність параметрів може бути наслідком гармонійних складових коливальних процесів, а при екстремальних станах може мати асиметричний і спочатку хаотичний характер.

Якщо система знаходиться поблизу точки біфуркації, то її нестабільність виявляє підвищену чутливість до флуктуації, в результаті чого система переходить з одного стаціонарного стану в інший – зміна динамічного стану унаслідок континуального процесу. Оскільки в біологічних системах існує нелінійність внутрішніх зв'язків, то на відміну від лінійних систем, які існують в одному стаціонарному стані, для нелінійних – їх кілька. Дисперсія величин, разом із змінами середніх показників змінних процесів, визначають механізм пристосування до змінених умов середовища.

Вважається, що чим більше параметричних амплітуд інваріант, тем легше (якісніше) відбувається адаптація. Тому, після стану F2 вичерпання швидко мобілізованих ресурсів, значно знижується функціональна активність системи до рівня, нижче початкового. У подальшому система при продовженні дії фактора або елімінується (стан F0), або за рахунок мобілізації «глибинних» ресурсів (структурно-функціональна перебудова пластичного і енергетичного забезпечення) виходить на новий стабільний рівень самоуправління, тож формується адаптація, як правило, за рахунок наявних та новосформованих генетичних відповідей (стан F4). Тому динаміка адаптаційного процесу має синусоїдний характер, а зміни функціональної активності формують ряд: $F1 < F2 > F3 < F4$ (Грубінко, 2000; 2010).

Розглянуте дає можливість акцентувати увагу меншою мірою на двох аспектах:

1) у моніторингових та індикаційних дослідженнях у першому наближенні потрібні чіткі констатації (визначення) наявних (дієвих) умов адаптації, відповідно до необхідності адаптації враховувати будь-які зміни (відхилення) показників від умовної норми (контролю), хоча такі відхилення можуть бути первинною відповіддю (негативна реакція), відмінна від флуктуаційних відповідей (тому часто в екотоксикологічних дослідженнях (Арсан, 2010) неможливо досягти стабільної повторності досліджуваного показника), внутрішня реакція системи на кшталт зворотного зв'язку або показник стану пригнічення системи;

2) критеріями адаптованості (формування адаптивних функціональних систем) можуть бути лише такі кількісні та якісні зміни, які розвиваються у біосистемі нові властивості, що є результатами еквіфінальності.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан О.М. Состояние и перспективы развития водной экотоксикологии // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 6. – С. 50–64.

Грубінко В. В. Каскадный принцип организации биохимической адаптации у рыб: шкала времени, интенсивности, специфичности / Экологическая физиол. и биохим. рыб. – Ярославль, 2000. – Т. 1. – С. 71.

Грубінко В.В. Інтегральна оцінка токсичного ураження у біологічних системах // Наук. записки Терноп. нац. пед. Ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер. Біол. Спец. випуск „Гідроекологія”. – 2005. – № 3(26). – С. 111–114.

Грубінко В. В. Принципи описання стану біо-, еко- систем // Наук. записки Терноп. нац. пед. Ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер. Біол. Спец. випуск „Гідроекологія”. – 2010. – № 2(43). – С. 123–136.

Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса: новый диалог с природой. – М., Прогресс, 1986. – 432 с.

Строганов Н.С. Понятия нормы и патологии в водной токсикологии // Всесоюз. симп. “Норма и патология в водной токсикологии”. Байкальск, 1977 г. : тез. докл. – Байкальск, 1977. – С. 5–11.

Hochachka P.W., Somero G.N. Biochemical Adaptation: Mechanism and Process in Physiological Evolution. – New York-London: Oxford University Press US, 2002. – 466 p.

УДК: 597:574.3

Ю.О. КОВАЛЕНКО

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ВПЛИВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ НА ЗМІНИ АКТИВНОСТІ ФЕРМЕНТІВ АЗОТИСТОГО ОБМІНУ В КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО ТА КРАСНОПІРКИ ЗВИЧАЙНОЇ

Розвиток інфраструктури міста часто супроводжується надходженням у водойми більшої кількості побутових скидів, стоків з автострад, промислових підприємств тощо. Це сприяє екологічним змінам водного середовища. Гідробіонти, які існують у таких водоймах, змушені пристосуватись до наявних умов навколишнього середовища або загинути. Це відображається на фізіолого-біохімічному стані організмів. Зазначена проблема становить підвищену цікавість з точки зору пристосування угруповань риб до надмірного антропогенного впливу.

Одними з найбільш показових параметрів, які характеризують фізіологічний стан риб та можна застосовувати при біомоніторингу екологічного стану водойм, є

зміна активності ферментів азотистого обміну, зокрема амінотрансфераз та глутаматдегідрогенази. Зазначені ферменти є найбільш поширеними маркерами у дослідженнях змін функціонального стану печінки (Wedemeyer G.A., 1996) та визначають спрямованість білкового-азотного обміну під час протидії негативному впливу різноманітних токсикантів.

Для більш повної картини змін активності амінотрансфераз нами було додатково досліджена і м'язова тканина, оскільки вона є основним депо білків у риб.

Метою роботи було дослідити зміни активності ферментів азотистого обміну у печінці та м'язах риб із водойм з різним ступенем забруднення та визначити як ці показники характеризують інтенсивність антропогенного навантаження.

Дослідження проводились у весняно-літній період 2018 р. на озерах Бабине (умовний контроль), Кирилівське (помірно забруднене) та Лугове (дуже забруднене).

Відлов риб здійснювали за допомогою гачкових знарядь лову. Об'єктами досліджень були: карась сріблястий (*Carassius auratus* Bloch, 1782) та краснопірка звичайна (*Scarbinus erythrophthalmus* Linnaeus, 1758). Вибір зазначених видів пояснюється їх наявністю у досліджуваних водоймах, а також екологічними особливостями цих риб.

Визначення активності амінотрансфераз проводили за методом Меншикової (Меньшикова В.В., 1973). Активність НАДФ-залежної глутаматдегідрогенази встановлювали за методом Л.І. Захарової (Захарова Л.И., 1982). Дані статистично обробляли з використанням програм Statistica 10 та програм Excel із пакету Microsoft Office.

За результатами проведених досліджень було встановлено, що активність аспартатамінотрансферази (АсАТ) у м'язах та печінці карася з оз. Кирилівське вище на 20 та 19%, а з оз. Лугове на 16 та 8% відповідно, та відносно риб з оз. Бабине.

Активність аланінамінотрансферази (АлАТ) у тканинах м'язів цих риб також була вище у 2,2 рази та 11% порівняно до контрольних риб, проте у печінці вона була нижче у 3,5 та 1,4 разів.

За літературними даними при ураженні клітин печінки токсикантами АсАТ активність була нижче, ніж АлАТ (Varadarajan R., Sankar H., Jisha J., Babu P., 2014), на противагу цим даним у наших дослідженнях у тканинах печінки карася з оз. Лугове (забруднена водойма) активність АлАТ була нижча за активність АсАТ.

Коефіцієнт де Рітца у м'язовій тканині карася з оз. Бабине, Кирилівське та Лугове становив 0,66; 0,74 та 0,60, а у тканинах печінки 0,24; 1,00 та 0,32. Це може вказувати на специфіку екологічних умов існування риб на період досліджень.

У краснопірки з оз. Кирилівське у тканинах м'язів та печінки активність АсАТ була на 5% та 30% нижче порівняно до контролю. У цих риб оз. Лугове у м'язовій тканині не спостерігалось суттєвих відмінностей від контролю, разом з тим у тканині печінки активність АсАТ була на 13% нижча щодо умовного контролю.

Активність АлАТ у тканині м'язів цих риб з оз. Кирилівське була у 1,5 рази нижча, а з оз. Лугове на 16% вище відносно контролю. У тканині печінки цих риб активність цього ферменту була у 1,51 рази та на 22% нижче відносно контролю.

У краснопірки з оз. Бабине, Кирилівське та Лугове коефіцієнт де Рітца у тканині м'язів 0,42; 0,62 та 0,36, а у тканинах печінки 0,49; 0,52 та 0,34.

Відомо, що збільшення активності АлАТ відбувається при порушенні внутрішньої структури гепатоцитів та підвищенні проникності клітин мембран (Contreras-Zentella, M. L., & Hernández-Muñoz, R., 2016). Зниження активності АлАТ також може вказувати на значне ураження клітин за дії токсичних речовин.

Активність ГДГ у м'язах карася з оз. Кирилівське та Лугове на 6,5% та 20% вище, а у печінці на 29 та 41% нижче відповідно щодо контролю. Згідно даних (Ciardiello, M. A., Camardella, L., Carratore, V., & di Prisco, G., 2000) зростання активності ГДГ може вказувати на посилене використання амінокислот на адаптивні реакції риб.

У подальшому нами встановлено, що активність ГДГ у м'язовій тканині краснопірки з оз. Кирилівське та Лугове (на 45 та 31%) було нижчою, ніж у риб з умовного контролю. У тканинах печінки цих риб з оз. Кирилівське активність ферменту була на 31,5% вище, а з оз. Лугове у 56% нижче, щодо краснопірки з оз. Бабіне.

Таким чином, отримані результати вказують на суттєві зміни активності ферментів азотного обміну, які залежать від інтенсивності антропогенного впливу.

Встановлені видові особливості пристосування риб за дослідженими показниками до надмірного забруднення водойми. При цьому у відповідь на антропогенне навантаження відбуваються активізація або послаблення активності ферментів азотистого обміну у тканинах риб.

Зміни зазначених показників у подальших дослідженнях можна використовувати для оцінки та прогнозування фізіологічного стану риб та ступені забруднення водойм токсичними речовинами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Wedemeyer G.A. Physiology of fish in intensive culture systems. – Springer Science & Business Media, 1996. – 232 p.

Методические указания по применению унифицированных клинических лабораторных методов исследований / под ред. проф. В.В. Меньшикова. – 1973. – 324 с.

Захарова Л.И. Определение активности глутаматдегидрогеназы в митохондриях тканей животных // Методы биохимических исследований. – 1982. – С. 250–252.

Varadarajan R., Sankar H., Jisha J., Babu P. Sublethal effects of phenolic compounds on biochemical, histological and ionoregulatory parameters in a tropical teleost fish *Oreochromis mossambicus* (Peters) // Int-nal J. of Sc. and Research Publications. – 2014. – Vol. 4, 3. – P. 1–12.

Contreras-Zentella M.L., Hernández-Muñoz R. Is Liver Enzyme Release Really Associated with Cell Necrosis Induced by Oxidant Stress? // Oxidative Medicine and Cellular Longevity. – 2016. – P. 1–12.

Ciardello M.A., Camardella L., Carratore V., di Prisco G. L-Glutamate dehydrogenase from the Antarctic fish *Chaenocephalus aceratus* // Biochimica et Biophysica Acta (BBA) – Protein Structure and Molecular Enzymology. – 2000. – Vol. 1543 (1). – P. 11–23.

УДК 597.08:612.017

Н.І. КОРЕВО¹, В.П. ГАНДЗЮРА²

¹Житомирський державний університет імені Івана Франка,
вул. Велика Бердичівська 40, Житомир 10008, Україна

²Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
Володимирська 64, Київ 01601, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ФОСФОРНОГО БАЛАНСУ РИБ ЗА ПІДВИЩЕНОГО ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВОДІ

Глобальне токсичне забруднення гідросфери призводить до формування якісно нових умов існування живих організмів, роблячи значний вплив на весь хід їх метаболічних процесів. Серед токсикантів особливе місце займають сполуки важких металів (Мур, Рамамурти, 1987), рівень яких постійно зростає практично в усіх водоймах (Перевозников, Богданова, 1999; Гандзюра, 2002). Особливу роль у регуляції метаболічних процесів і енергетичному забезпеченні риб грає фосфор (Арсан і ін., 1984; Романенко та ін., 1982). Встановлено тісну спряженість енергетичного і

фосфорного обміну (Романенко та ін., 1982), показано, що елементи фосфорного балансу риб дуже чутливі до зміни параметрів середовища (Гандзюра, 2003). Однак відомості про баланс фосфору у риб в умовах підвищеного вмісту важких металів в літературі поодинокі (Гандзюра, 2003), У зв'язку з цим метою наших досліджень було встановлення змін фосфорного балансу риб в умовах підвищеного вмісту важких металів у воді.

Експерименти проводили на рибах різних трофічних груп: Бентофагах – золотій рибці *Carassius auratus auratus* (L.), плітці *Rutilus rutilus* (L.), лині *Tinca tinca* (L.), бичку пісочнику *Neogobius fluviatilis* L.; зоопланктонофагах – гуппі *Poecilia reticulata* Peters, окуні *Perca fluviatilis* L.; як іхтіофагів досліджували щуку *Esox lucius* L. і сома *Silurus glanis* L. Гуппі і золотих рибок для експериментів відбирали з лабораторної культури – брали однорозмірних особин з одного посліду. Плітку, лина, окуня, щуку і сома відловлювали в Канівському водосховищі. Риб аклімували до умов експерименту протягом 14 діб. Використовували методику балансових дослідів (Карзинкин, Кривобок 1962). Кількість екскретованого за добу фосфору розраховували за різницею його вмісту в акваріумах з рибами і в контрольному (без риб) після добової експозиції. Вміст у воді фосфору визначали за (Golterman, 1969), для підвищення чутливості методу використовували екстракцію молібдатного комплексу гексанолом (Stephens, 1963). Інтенсивність дихання визначали методом замкнених респірометрів (Лук'яненко, Карпович, 1989), вміст кисню визначали за методом Вінклера (Golterman, 1969). У всіх акваріумах контролювали вміст кисню (знаходилося в межах 6,7-8,8 мг О₂/л), вільної вуглекислоти (близько 0,1 ммоль/л), гідрокарбонатів (287-317 мг/л), і рН (7,1-7,9). Зміну води проводили щодоби – використовували відстояну водопровідну; вміст у ній Cu²⁺ ≤ 0,25мкг/л; Р фосфатів – 0,08 мг/л. В експерименті певні концентрації Cu²⁺ підтримували шляхом щодобового внесення відповідної кількості розчину CuSO₄×5H₂O після зміни води. Кормом були личинки хірономід *Chironomidae* larvae (вміст фосфору в їх тілі становив 0,19% у сирій і 1,19% у сухій речовині); *Ceriodaphnia pulchella* (вміст фосфору – 0,2% в сирій і 1,8% – в сухій речовині); для хижаків (щуки і сома) – плітка *Rutilus rutilus* (вміст фосфору 0,5% у сирій і 2,5% у сухій речовині). У кінці дослідів риб висушували, гомогенізували, брали по три наважки з кожної проби, які спалювали в сульфатній кислоті з перекисом водню, після чого визначали вміст загального фосфору (Golterman, 1969). Питому швидкість росту розраховували за формулою: $g = (\ln m_2 - \ln m_1) / (t_2 - t_1) = \ln (m_2/m_1) / \Delta t$; де m_1 – маса тіла на початку періоду, m_2 – в кінці за час $t_2 - t_1 = (\Delta t)$; валову ефективність використання корму на ріст (ефективність використання раціону) – (К₁) – визначали за відношенням приросту маси тіла риб до маси спожитого корму. Статистична обробка результатів проведена за загальноприйнятими методами (Лакін, 1990) з використанням стандартного пакету комп'ютерних програм.

Встановлено, що при голодуванні у іхтіофагів (щуки і сома) інтенсивність екскреції фосфору більше за порядок перевищувала цей показник для бентофагів – лина і бичка пісочника, а мінімальні значення інтенсивності екскреції фосфору характерно для окуня (3,1 мкг Р/г сирої маси тіла на добу). Ставлення q/Ер було макси- мальним у окуня, перевищуючи цей показник у щуки і сома майже в 18 разів. Ер у щуки і сома в 16 разів перевищує цей показник в окуня, в 11,7 раза у лина і в 9 разів – у бичка пісочника (табл. 1). Це обумовлено тим, що вміст фосфору в тілі окуня приблизно в 1,6 раза вище, ніж інших досліджених нами видів риб, а в його кормових об'єктах – личинках хірономід – вміст фосфору в 4,7 раза нижче, ніж в його тілі. Тому окунь відчуває максимальний дефіцит фосфору і має найнижчі показники його екскреції. У кормових об'єктах іхтіофагів вміст фосфору близький до його вмісту в тілі, тому вони мають максимальний рівень екскреції фосфору, не відчуваючи в ньому дефіциту. Таким чином, ми встановили, що інтенсивність екскреції фосфору при голодуванні і ставлення q/Ер у риб істотно залежить від відсоткового вмісту фосфору в тілі риб і їх природних кормових об'єктах. у щуки і сома в 16 разів перевищує цей показник у окуня, в 11,7 раза у лина і в 9 разів – у

бичка пісочника. Таким чином, величина добового раціону має суттєвий вплив на інтенсивність екскреції фосфору: при харчуванні до насичення молодь золотої рибки лише поглинала фосфор з води, в той час як при голодуванні і при раціоні, що становить 0,5 від величини максимального, має місце його екскреція. Це обумовлено тим, що переважна більшість риб (за винятком іхтіофагів) відчуває дефіцит в цьому елементі: вміст фосфору в тілі риб в середньому в 2-3 рази вище, ніж в кормових об'єктах (за винятком іхтіофагів) (Гандзюра, 2005). Тому у молоді риб, яка живиться і росте, дефіцит фосфору компенсується шляхом абсорбції розчинених у воді фосфатів. За вмісту у воді від 1 мкг Cu^{2+} /л і вище спостерігалася лише екскреція фосфору рибами.

У 3-й серії дослідів досліджували інтенсивність екскреції фосфору, питому швидкість росту риб і ефективність використання ними раціону (живлення до насичення) як у контролі, так і за різної концентрації Cu^{2+} у воді. Встановлено, що підвищений вміст міді у воді призводить не тільки до зростання інтенсивності екскреції фосфору, а й до зниження темпів росту та ефективності використання раціону. Таким чином, за підвищеного вмісту у воді Cu^{2+} відбувається істотне порушення фосфорного балансу у риб: різко зростає інтенсивність екскреції фосфору, що в більшості випадків призводить до зниження його вмісту в тілі. При цьому відбувається зниження темпу росту і ефективності використання раціону.

З'ясована можливість компенсації втрат фосфору рибами при токсичному впливі підвищених концентрацій Cu^{2+} шляхом використання корму з підвищеним вмістом фосфору. Золотих рибок і гуппі годували *Ceriodaphnia pulchella*; як корм з підвищеним вмістом фосфору (3,0% в сухій речовині) використовували збагачений фосфором корм фірми Tetra (Німеччина). Встановлено, що використання корму з вмістом фосфору 3,0% в умовах підвищеного вмісту Cu^{2+} у воді призводить до відновлення природного вмісту фосфору в тілі риб. При цьому збільшується темп росту риб, підвищується ефективність використання раціону і зростає вміст сухої речовини в їхньому тілі.

Таким чином, в умовах підвищеного вмісту у воді важких металів порушується структура фосфорного балансу риб: значно зростає інтенсивність екскреції фосфору, що в підсумку призводить до зменшення його вмісту в тілі. При цьому знижується темп росту і ефективність використання раціону. Істотний вплив на інтенсивність екскреції фосфору надає величина добового раціону: в усіх випадках (і в контролі, і при підвищеному вмісті важких металів у воді) вона максимальна у голодуючих риб. При харчуванні інтенсивність екскреції значно знижується, а при харчуванні до насичення має місце його абсорбція з розчинених у воді фосфатів. В умовах високого (понад 1 ГДК) вмісту важких металів у воді використання кормів з підвищеним вмістом фосфору (3,0 % на суху речовину) призводить до нормалізації його місту в тілі риб, при цьому збільшується темп росту і ефективність використання корму. Встановлені особливості фосфорного балансу риб різних трофічних груп: зоопланктофагів, бентофагів та іхтіофагів. З'ясовано, як впливають трофічні умови на складові фосфорного балансу. Бентофаги та зоопланктофаги за підвищеного вмісту міді мають найбільш виражені порушення фосфорного балансу, водночас хижаки- іхтіофаги, навіть при зростанні інтенсивності екскреції фосфору за підвищеного вмісту міді у водному середовищі, відзначалися мінімальними змінами його вмісту в тілі, що пояснюється хімічним складом їжі цих трофічних груп. Запропоновано використовувати інтенсивність екскреції фосфору для діагностики токсичного забруднення водного середовища важкими металами. При цьому варто використовувати риб різних трофічних груп, за винятком хижаків.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Арсан О. М. Роль фосфора водной среды в регуляции биоэнергетических процессов у рыб / О.М. Арсан, В.Д. Соломатина, В.Д. Романенко // Гидробиол. журн.,

1984. – Т. 20, № 1. – С. 53–57.

Брыченкова И.В. Влияние обогащения кормов фосфором на обмен веществ и рост молоди радужной форели в условиях замкнутых систем / И.В. Брыченкова // Экологическая физиология и биохимия рыб. VII Всесоюз. конф. (Ярославль, май, 1989 г.), 1989. – Ярославль. – Т. 1. – С. 57–58.

Гандзюра В.П. Содержание фосфора в теле рыб днепровских водохранилищ / В.П. Гандзюра // Гидробиол. журн., 1985. – Т. 21, № 6. – С. 84–87.

Гандзюра В.П. Фосфорный баланс рыб при действии тяжелых металлов (Cr^{6+} , Ni^{2+}) водной среды / В.П. Гандзюра // Гидробиол. журн., 2003. – Т. 39, № 5. – С. 92–100.

Карзинкин Г.С. Методика постановки балансовых опытов по изучению обмена азота у рыб / Г.С. Карзинкин, М.Н. Кривобок // Руководство по методике исследования физиологии рыб, 1962. – М. – С. 108–126.

Лакин Г.Ф. Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высш. шк., 1990. – 352 с.

Линник П.Н. 1997. Кадмий в поверхностных водах: содержание, формы нахождения, токсическое действие / П.Н. Линник, И.В. Искра // Гидробиол. журн., 1997. – Т. 33, № 6. – С. 72–85.

Лукьяненко В.И., Карпович Т.А. Биотестирование на рыбах: метод. рекомендации / В.И. Лукьяненко, Т.А. Карпович // АН СССР, 1989. – 96 с.

Мур Дж. В. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния / Дж.В. Мур, С. Рамамурти. – М.: Мир, 1987. – 288 с.

Перевозников М.А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах / М.А. Перевозников, Е.А. Богданова. – С.-Пб., 1999. – 228 с.

Романенко В.Д. Кальций и фосфор в жизнедеятельности гидробионтов / В.Д. Романенко, О.М. Арсан, В.Д. Соломатина. – Киев: Наук. думка, 1982. – 152 с.

Golterman H.L. Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters / H.L. Golterman. – IWR, Oxford and Edinburg, Handbook No8. – 1969. – 172 p.

Ogino Ch., Takeda. Mineral requirements in fish. III. Calcium and phosphorus requirements in carp / Ch. Ogino, Takeda // Bull. Jap. Soc. Sci. Fish., 1976. – Vol. 42, № 7. – P. 793–799.

Stephens K. Determination of low phosphate concentration in lake and marine water / K. Stephens // Limnol. Oceanogr., 1963. – Vol. 8. – P. 361–362.

УДК 597.551.21:574.64: [546.171.1+546.185]

К. КОФОНОВ

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ЖИТТЕСТІЙКІСТЬ МОЛОДІ КОРОПОВИХ ВИДІВ РИБ ЗА ДІЇ ВИСОКИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ АЗОТУ ТА ФОСФОРУ

Біогенні сполуки (амоній, нітрити, нітрати та фосфати), окрім свого безпосереднього впливу на первинних продуцентів – автотрофів, у надмірній кількості негативно впливають і на інших гідробіонтів, зокрема і на молодь риб. Тому важливим є встановлення життєстійкості молоді риб, в тому числі карася сріблястого *Carassius auratus gibelio* (В) та коропа звичайного *Cyprinus carpio* (L), за впливу високих концентрацій йонів амонію та фосфатів. Отримані дані дозволять доповнити відомості щодо толерантності молоді цих видів до токсичного впливу біогенів за їх надмірного надходження у водойми.

Дослідження проводили в гострому токсикологічному експерименті тривалістю 96 год. Цьоголіток карася та коропа у кількості 50–130 екземплярів утримували у акваріумах об'ємом 60 дм³ з концентрацією амонійного азоту у воді 5–40 мг N/дм³ та

фосфору фосфатів 250–500 мг P/дм³. Зоологічна довжина та маса коропа становила: 27–57 мм та 0,51–3,39 г; карася – 28–60 мм і 0,39–3,45 г відповідно. Період попередньої аклімації риб перед проведенням дослідів становив 24 год. Для визначення життєстійкості молоді риб за дії амонійного азоту у дослідні акваріуми вносили хлорид амонію (NH₄Cl). Такий вибір токсиканту обумовлений фактом, що амоній є найбільш токсичною формою з ряду Амоній>Нітрити>Нітрати. Амонійний азот може перетворюватися у неіонізовану форму – аміак (NH₃), що є найтоксичнішою сполукою. Щодо визначення життєстійкості молоді риб за дії фосфору фосфатів в акваріуми вносили суміш солей NaH₂PO₄×2H₂O та KH₂PO₄ у співвідношенні 1:1. Це зменшує ризик розвитку реакції риб на йон калію, який (згідно з Лук'яненко) є найбільш токсичним елементом у ряду K > Mg > Ca > Na. Для підтримання концентрації біогенних сполук кожену добу проводили підміну 1/3 об'єму води розчином відповідної концентрації йонів амонію та фосфатів. Під час досліду гідрохімічні показники коливалися в таких межах: концентрація кисню у воді становила 6–8 мг/дм³; температура води 20–22°C; рН 7,2–8,0. Статистичну обробку даних проводили за допомогою програм Excel з пакета Microsoft Office 2010, розрахунок LC₅₀ з використанням програми Probit Analysis used for calculating LC/EC values (Version 1.5.).

Встановлено, що життєстійкість молоді карася сріблястого за дії хлориду амонію характеризувалася наступними особливостями. В концентраціях 15–25 мг N/дм³ загибель риб становила 10–11% за період 0–12 год. після початку експерименту. Загальний відсоток загиблих особин становив 20–28%, що свідчить про високий адаптаційний потенціал особин, що вижили. Ці та всі наступні результати пояснюються теорією загального адаптаційного синдрому Ганса Сельє. Період 6–48 год. після початку впливу стресора будь-якої природи називають «стадією тривоги». На цьому етапі найбільш слабкі, непристосовані до дії стресора особини гинуть в результаті неможливості адекватно зреагувати на раптову зміну у середовищі. В подальшому (після 48 год.) в піддослідних риб наступають «стадія стійкості» та «стадія виснаження». Загибель особин після 12 год. відбувалася з поступовим зменшенням кількості загиблих. Вірогідно, що у особин, що вижили в ці періоди розвивалися адаптаційні відгуки, що відповідають «стадії стійкості». Адаптаційні механізми регуляції обміну речовин забезпечують виживання цих особин за дії токсиканту.

У концентраціях 30 та 35 мг N/дм³ спостерігалася значна загибель молоді: 16–19 та 24–33% відповідно у період до 24 год. та менший 5–7 та 9–11% у діапазоні 24–48 год. Це вказує на швидший та гостріший розвиток стрес-реакції організму на «стадії тривоги», що потребує більшої адаптаційної можливості організму, адекватної реакції з боку нейроендокринної системи організму та мобілізації енергетичних запасів для виживання за цих умов. Після 48 год. і до кінця експерименту відсоток елімінованих особин склав 13 та 22% відповідно. Всього відсоток виживаності за 96 год. становив 45 та 3,4% відповідно.

За концентрації 40 мг N/дм³ молодь карася мала низьку життєстійкість: за перші 12 год. загинуло 42% піддослідних риб, у період 12–24 год. – 36%, 24–36 год. – 22%. Відсоток виживаності склав 0%, загинуло 100% вибірки. Це пояснюється надмірно високою концентрацією амонійного азоту і вказує на неможливість адаптації та подальшого пристосування і виживання організму за цих умов.

Дані, отримані з дослідів на молоді коропа звичайного показали, що вид більш чутливий до токсичної дії амонійного азоту. За концентрації 5 мг N/дм³ відсоток загиблих особин склав 22% протягом 96 год. Отже, ця концентрація не призводить до смерті від хімічного стресу і показує в цілому високу адаптивну здатність коропа до неї. Загибель риб відбувалася в наслідок поступового виснаження енергетичних ресурсів на підтримання гомеостазу за цих умов. В концентраціях 10 та 15 мг N/дм³ загибель особин за 12 та 36 год. для 10 мг N/дм³ та 12 і 48 год. для 15 мг N/дм³, ймовірно є наслідком фізіологічної неспроможності організму перейти до «стадії

стійкості» і забезпечити виживання. Загалом відсоток виживаності за концентрацій 10 та 15 мг N/дм³ склав 15 та 13% відповідно.

При концентрації 20 та 25 мг N/дм³ життєстійкість коропа була дещо подібною до карася, однак з певними відмінностями. 33 і 62% особин загинуло в період 12 годин, 26 та 28% в період 48 год.. Це наводить на думку про нижчу екологічну толерантність виду до дії амонійного азоту, що вірогідно пов'язано з відмінностями у фізіолого-біохімічних механізмах адаптації.

Отримані дані щодо життєстійкості молоді карася сріблястого та коропа звичайного за дії підвищених концентрацій фосфору у воді демонструють подібні попереднім закономірності розвитку стрес-реакції та поступове зниження життєстійкості з підвищенням концентрації токсиканту, проте з деякими особливостями. За концентрації 250 мг P/дм³ у карася зафіксовано найвищу смертність 14% на 36 год., що відповідає «стадії тривоги» і вказує на загибель від шоку. За 24, 48 та 60 год. значення загибелі становили 4, 4 і 2% відповідно і викликані неспроможністю окремих особин до існування за цієї концентрації.

У концентраціях 350 та 400 мг P/дм³ ситуація дещо змінилася. У 350 мг P/дм³ не виникло очевидного піку загибелі на «стадії тривоги», однак найвищий відсоток відходу був зафіксований на 60 год. після початку експерименту. В концентрації 400 мг P/дм³ відмічено смертність 10% риб на 36 год., що демонструє факт неможливості пристосування окремих особин до цієї концентрації. В подальшому відсоток смертності знижується на 48, 60, 72 год. до 6–8% відповідно, надалі зростає до 14% на 84 год. і залишається таким до кінця експерименту.

В концентрації фосфатів 450 мг P/дм³ на «стадії тривоги» було зафіксовано загибель 7–13% з подальшим зниженням до 7–9% до кінця експерименту. Не було відмічено різкого зростання загибелі в результаті гострого стресу, водночас наявні дані свідчать про стабільно-помірну токсичну дію на організм молоді карася. Це вказує на той факт, що 73% дослідної вибірки не змогла пристосуватись до цих концентрацій фосфору і відповідно загинула від виснаження енергетичних резервів організму. В концентрації 500 мг P/дм³ спостерігалася загибель 42% внаслідок хімічного стресу за 6 год., у період 6–12 год. – 17%; 12–18 год. – 23% та подальшою елімінацією 18% особин до 24 год. від початку експерименту. Це вірогідно вказує на кумулятивну токсичність ортофосфат-йону для риб.

За концентрації 250 мг P/дм³ загибель цього літока коропа становила 4% за весь період проведення дослідження, що може свідчити про факт, що цей вид виявляє більшу резистентність до цього токсиканту, ніж карась. У концентраціях 350 та 400 мг P/дм³ на 60 та 72 год. загибель становила 9–10 і 38% відповідно, що підтверджує помірну токсичну дію ортофосфат-йону, який вочевидь впливає на обмін речовин в організмі молоді коропа. Для максимальної концентрації 450 мг P/дм³ на 36 та 48 год. зафіксовано максимальні значення смертності – 22–23% з подальшим її зниженням до 14 і 4%. Це підтверджує попередні дані, що токсична дія ортофосфат-йону за концентрацій до 500 мг P/дм³, очевидно, не викликає загибелі особин внаслідок хімічного стресу, а, вірогідно, активує більш глибокі метаболічні зміни в організмі молоді риб. При концентрації 500 мг P/дм³ молодь коропа демонструвала різке зниження життєстійкості в перші 24 год. експерименту: з 95 до 53, потім до 23, до 6, 2, 0 % відповідно. Вже на 3 год. після початку експерименту загинуло 5% піддослідних особин, максимальна загибель 47% спостерігалася на 6 год., на 9 год. – 30%; 12 год. – 15%; 18 год. – 2%. Така динаміка зниження життєстійкості свідчить про вкрай гостру реакцію як карася так і коропа на цю концентрацію ортофосфат-йону, що вірогідно вказує на неможливість швидкого пристосування обох видів до цієї концентрації токсиканту.

Також в результаті обробки даних, отриманих в ході серії гострих токсикологічних експериментів було визначено LC₅₀ для хлориду амонію та суміші

фосфорних солей натрію та калію для кожного виду риб. Так для карася сріблястого LC_{50} хлориду амонію за 24 год. 34,32 мг/дм³; 72 год. LC_{50} – 29,94 мг/дм³; 96 год. LC_{50} – 29,23 мг/дм³. Для коропа ці значення становили: LC_{50} 24 год. – 20,59 мг/дм³; 72 год. LC_{50} – 10,64 мг/дм³; 96 год. LC_{50} – 8,4 мг/дм³. Це підтверджує вищенаведені твердження щодо більш високого адаптивного потенціалу карася до високого вмісту амонійного азоту, та відповідно нижчу адаптаційну здатність коропа до дії цього токсиканту.

Суміш фосфорних солей виявилася менш токсичною для обох видів. Для карася сріблястого 24 год. LC_{50} суміші фосфорних солей склала 822,62 мг/дм³; 72 год. LC_{50} – 464,95 мг/дм³; 96 год. LC_{50} – 366,28 мг/дм³. Для коропа становили: 24 год. LC_{50} – 1331,98 мг/дм³; 72 год. LC_{50} – 435,05 мг/дм³; 96 год. LC_{50} – 390,65 мг/дм³.

Проаналізувавши отримані дані можемо зробити певні висновки:

1. Молодь карася сріблястого порівняно з молоддю коропа звичайного має на 65, 62 та 67% вищу життєстійкість за концентрацій амонійного азоту 15, 20 та 25 мг N/дм³, що свідчить про більш високий адаптивний потенціал та значну толерантність карася сріблястого до цього токсиканта.

2. Молодь коропа звичайного за концентрацій фосфору 250 та 300 мг P/дм³ проявила на 19 та 29% вищу життєстійкість в порівнянні до молоді карася сріблястого. Це вірогідно можна пояснити внутрішньовидовими особливостями метаболічних систем коропа на дію надмірних концентрацій фосфору водного середовища.

3. За результатами досліджень встановлено, що 24 год LC_{50} амонійного азоту для молоді карася вища, ніж для молоді коропа, а 72 та 96 год. LC_{50} для карася – значно вища. Отже, молодь карася більш стійка до дії високих концентрацій амонійного азоту порівняно до молоді коропа. 24 та 96 год. LC_{50} фосфатів за. для молоді коропа вища, ніж для карася. За високих концентрацій фосфору фосфатів молодь коропа проявила вищу життєстійкість, ніж карась.

4. Таким чином, молодь карася та коропа виявляють істотні відмінності в пристосуванні до високих концентрацій амонійного азоту та фосфору фосфатів у воді.

УДК 594.1(591.044:595.3)

Ю.М. КРАСЮК, Ю.Г. КРОТ

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ВМІСТ ЕНЕРГЕТИЧНИХ СПОЛУК У *CHAETOGAMMARUS ISCHNUS* (STEBBING, 1899) ПРИ ЗНИЖЕННІ РОЗЧИНЕНОГО У ВОДІ КИСНЮ

Рівень обміну речовин, зокрема, енергетичного метаболізму, визначає адаптивні можливості водяних тварин. Ключовою ланкою, що обумовлює рівень біоенергетики, служить кількість кисню, що надходить до їх організму (Озернюк, 2003). Його нестача у середовищі може негативно впливати на енергетичний баланс через потребу у додатковій енергії, необхідній для відновлення і підтримки певного рівня гомеостазу.

Метою роботи було з'ясування рівня енергетичного забезпечення адаптивних процесів у гамарид при динамічному зниженні концентрації розчиненого у воді кисню.

Об'єктом досліджень були статевозрілі гамариди *Chaetogammarus ischnus* довжиною тіла 12–15 мм, які знаходились в умовах зниження концентрації у воді кисню зі швидкістю 0,2 (мг/дм³)/год., при вихідній концентрації – 8,7 мг/дм³ (контроль), температура 20 С.

Вміст глікогену, загального білку та ліпідів у піддослідних тварин визначали в загальному пулі (Практикум по біохимії, 1989; Knight et al, 1972).

Отриманий цифровий матеріал оброблено статистично із застосуванням t – критерію Стьюдента за допомогою програми Statistica (Рокицкий, 1961; Урбах, 1975).

Відомо, що в енергозабезпеченні водяних тварин важливу роль відіграє глікоген, який може слугувати показником ступеню застосування організмом регуляторних механізмів (Калчугина и др., 2001; Финенко и др., 1990).

Встановлено, що у гамарид *Chaetogammarus ischnus* при зниженні концентрації кисню до 4,4 мг/дм³ вміст глікогену, залишався на рівні контрольних значень, а при концентрації 3,3 мг/дм³ спостерігалось його достовірне зменшення (на 12 %) порівняно з контрольними особинами.

Можна припустити, що зниження вмісту глікогену у ракоподібних було реакцією організму до відновлення та підтримки певного рівня метаболічних процесів. Гамариди *Chaetogammarus ischnus*, які живуть в прибережній зоні водойм, добре адаптовані до змін абіотичних чинників оточуючого середовища і завдяки набору адаптивних реакцій здатні виживати в умовах коливань і нестачі розчиненого у воді кисню. Зокрема, вони можуть підтримувати внутрішні енергетичні ресурси організму, перемикаючись на анаеробні метаболічні шляхи. Провідна роль глікогену в адаптації водяних тварин до негативної дії абіотичних чинників підтверджується в наукових працях інших авторів (Иванович, 2011; Иванович, Холодковская, 2004).

Також, як джерело енергії, для підтримки метаболізму організмом використовуються білки (Шульман та ін., 1993). За умов зниження концентрації розчиненого у воді кисню до 3,3 мг/дм³ вміст загального білку в тканинах гамарид *Chaetogammarus ischnus* був на 8 % достовірно нижчим контрольних значень.

Для більш повного розуміння протікання енергетичних процесів в організмі *Chaetogammarus ischnus* при зниженні концентрації кисню було досліджено вміст загальних ліпідів. Слід зазначити, що при його концентрації 5,0; 4,4; 3,3 мг/дм³ вміст загальних ліпідів у тканинах гамарид залишався на рівні контролю.

Підсумовуючи отримані результати, можна зробити висновок, що адаптація гамарид *Chaetogammarus ischnus* до зниження концентрації розчиненого у воді кисню зі швидкістю 0,2 (мг/дм³)/год. тісно пов'язана зі змінами протікання метаболічних процесів і проявляється у формі використання певних енергетичних ресурсів організму.

У гамарид *Chaetogammarus ischnus* при падінні вмісту кисню до 3,3 мг/дм³ достовірно знижується рівень глікогену та загального білку, тоді як ліпіди залишаються на рівні контрольних значень. Вірогідно, негативна дія розчиненого у воді кисню спостерігається при концентраціях нижче 4 мг/дм³, що обумовлено активацію енергоємних процесів, на забезпечення яких використовуються відповідні енергетичні субстрати.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Иванович Г.В. Влияние содержания кислорода в воде на содержание гликогена у мидий одесского порта // Одесский филиал Ин-та биол. южных морей НАНУ, г.Одесса. – 2011. – С. 383–391.

Иванович Г.В., Холодковская Е.В. Содержание гликогена и липидов у мидий Одесского залива на разных стадиях полового цикла // Доп. НАНУ. – 2004. – № 9. – С.158–161.

Калчугина Е.П., Леваньков С.В., Купина Н.М. Динамика изменения содержания гликогена в гепатопанкреасе камчатского краба в результате автолитических процессов // Изв. Тихоок. науч.-исслед. рыбохоз. центра. – 2001. – Т. 129. – С. 203.

Озернюк Н. Д. Феноменология и механизмы адаптационных процессов – М.: МГУ, 2003. – 215 с.

Практикум по биохимии / Под редакцией Северина С.Е., Соловьевой Г.А. – М.: МГУ, 1989. – 510 с.

Рокицкий П.Ф. Основы вариационной статистики для биологов. – Минск: Белорус. ун-т, 1961. – 220 с.

Урбах В.Ю. Статистический анализ в биологических и медицинских исследованиях. – М.: Медицина, 1975. – 295 с.

Финенко Г.А., Романова З.А., Аболмасова Г.И. Экологическая энергетика черноморской мидии // Биоэнергетика гидробионтов. – К: Наук. думка, 1990. – С. 32–71.

Шульман Г. Е., Аболмасова Г. И., Столбов А. Я. Использование белка в энергетическом обмене гидробионтов // Успехи современной биологии. – 1993. – Т. 113, вып. 5. – С. 576–586.

Knight J.A., Anderson S., Rawle J.M. Chemical Basis of the Sulfo-phospho-vanillin Reaction for Estimating Total Serum Lipids // Clinical chemistry. – 1972. – V. 18, № 3. – P. 199–202.

УДК 639.311+313:597.423

Г.В. КУЛКОВА^{1,2}, Н.О. ГРУДКО³

¹Херсонська гідробіологічна станція НАН України,

Марії Фортус, 87, Херсон 73016, Україна

²Національний природний парк «Нижньодніпровський»

Петренко, 18 (юр.), Університетська, 136-а (факт), Херсон 73000, Україна

³ДВНЗ Херсонський державний аграрний університет

Стрітенська, 23, Херсон 73006, Україна

ПРИСТОСУВАЛЬНІ ОСОБЛИВОСТІ РИБ РОДИНИ ОСЕТРОВИХ В ЗАЛЕЖНОСТІ ВІД УМОВ МЕШКАННЯ

Сучасні методи вирощування рибопосадкового матеріалу осетрових видів риб, як для зариблення природних водойм, так і для потреб сучасної аквакультури, обумовлюють істотну мінливість середовища існування, в якому знаходиться організм. Динаміка екологічних факторів, які формують навколишнє природне середовище, несуть за собою значні зміни в організмі та мають пристосувальний характер. В основі адаптації до умов навколишнього середовища лежать зміни в роботі ферментативних систем організму, які призводять до змін біохімічних показників (Білик Г.В., 2018).

Існують дані, які свідчать про значні варіації біохімічних складових риб в залежності від впливу різних екологічних чинників навколишнього середовища. Ці зміни можуть мати пристосувальний характер, але також можуть бути результатом патологічних процесів, які призводять до загибелі риб.

Найбільш важливими критеріями, які характеризують фізіолого-біохімічний стан молодших вікових груп осетрових видів риб, як на період вирощування, так і на момент їх випуску у природне середовище мешкання відіграє співвідношення компонентів у м'язовій тканині: білку, золи, жирів, вологи. Волога є основним складовим компонентом всіх живих організмів. Вміст золи показує кількість мінеральних речовин. В органах і тканинах вона визначає особливості обміну речовин. Білки є основними поживними речовинами в організмі, які тісно пов'язані з протіканням всіх життєво важливих процесів. Жири є основним джерелом енергетичних ресурсів в організмі риб і певним чином відображають рівень трофопластичних затрат організму (Кизеветтер И.В., 1973).

Динаміка біохімічних показників молодших вікових груп осетрових видів риб в значній мірі залежить від етапів розвитку організму. Наприклад, біохімічний склад незаплідненої ікри осетра (у % від сирової речовини) складає: волога – 61,4%, жир – 13,4%, білок – 18,4%, зола – 0,6%. В подальшому, в організмі осетрових збільшується вміст білку від 6,5 до 13,6%, мінеральних речовин – від 0,6 до 3,3%, а вміст жирів навпаки спочатку зменшується від 13,4 до 07-1,5%, а після переходу на зовнішнє живлення збільшується до 2,1-3,2% (Алекперова Н.В., 1984). Біохімічний склад

м'язової тканини статевозрілих особин осетрових видів риб змінюється в залежності від місця та умов мешкання. Склад білку у м'язовій тканині білуги та осетра складає 16%, а севрюги і стерляді – 18%, вміст вологи: білуга – 76%, осетер – 72%, севрюга – 70%, стерлядь – 75%. Вміст жиру у м'язовій тканині: білуга – 7%, осетер – 11%, севрюга – 10%, стерлядь – 6%. Вміст мінеральних речовин (зола) зазвичай не перевищує 1% (Осипов М.П., 1931).

Пристаювальною особливістю мігруючих осетрових, на відміну від прісноводної стерляді є стійкість мальків-покатників до зміни солоності води, яка також є критерієм для оптимізації зариблення природних водойм. Важливою умовою ембріонального розвитку мігруючих осетрових є те, що воно повинно відбуватися у прісній воді, при максимально допустимій солоності 2-3 ‰ (Державин А.Н., 1947). Рівень осмотичної регуляції мальків-покатників осетрових видів риб пов'язаний з їх лінійно-масовими показниками, що в значній мірі впливає на виживаність в період адаптації до природних умов мешкання.

Мальки-покатники російського осетра у віці 40-45 діб при довжині 10,2 см та масі 3,8 г здатні адаптуватися до солоності води 12 ‰ не гинучи. Менші за розмірами особини (довжина тіла – 5,3 см, маса 1,0 г) мають часткову смертність. У крупних особин зниження осмолярності в крові відбувається швидше, ніж у менших за розмірами особин, що свідчить про те, що осморегуляторна функція перших сформована краще. Встановлено, що севрюга та російський осетер здатні витримувати різкий короткочасний перехід у воду з солоністю до 12 ‰. Попередня адаптація забезпечує їх виживаність у воді солоністю до 16 ‰. Білуга менш стійка та здатна витримувати солоність 12 ‰ тільки при досягненні маси 6,0 г (Гершанович А.Д., 1987, Лукьяненко В.И., 1984, Жукинський В.Н., 1986, Краюшкина Л.С., 1983, Чебанов М.С., 2013).

В природних умовах для осетрових видів риб за норму прийнято вважати наступні значення гематологічних показників: гемоглобін (Hb) – 50-80 г/л, білок сироватки крові (ББК) – 28-40 г/л, ліпіди сироватки крові (ЛП) – 3-4 г/л, холестерин (ХС) – 1,0-2,8 ммоль/л, швидкість осідання еритроцитів (ШОЕ) – 2-4 мм/год. Необхідно також відмітити, що хімічний склад крові може змінюватися під впливом стрес-фактору. Площа поверхні еритроцитів відображає рівень обмінних процесів та функціональний стан організму у певний період життя риби. Наприклад, за даними Л.Д. Житеневої, у стерляді, яка мешкає у природних водоймах вона в нормі становить 73,14 мкм². В той же час, у риб, які вирощувались в ставових умовах, вона складає 75,03-121,78 мкм² у риб віком 10-12 місяців та 81,86-100,04 мкм² – особин віком 20-24 місяці. Така відмінність показників пояснюється більш активним темпом росту риб, які вирощуються в контрольованих умовах (Симон М.Ю., 2017).

При вирощуванні нами у ставових умовах цьоголіток стерляді протягом 2015-2016 рр. на базі ДУ «Виробничо-експериментальний дніпровський осетровий риборозплідний завод» були проведені оцінка біохімічних та гематологічних показників отриманої молоді, які вирощувались в різних умовах (з різною кількістю внесених добрив). Так, біохімічний аналіз показав, що вміст вологи в м'язових тканинах цьоголіток стерляді коливалось в межах 80,0-82,2%, що є оптимальним для даної вікової категорії. Вміст ліпідів був на рівні 1,8-2,0%. Мінімальні показники білків були характерні для ставів варіанту, де добрива не вносилися і склали 12,6-12,9%. Оптимальний вміст білку на рівні 15,0-15,4% спостерігався у ставах де вносилися в комплексі мінеральні та органічні добрива. Вміст мінеральних речовин (золи) у м'язовій тканині отриманих цьоголіток стерляді по всіх варіантах було незначним та складало 0,9-1,4%. Тобто всі зазначені біохімічні показники були характерними для даної вікової категорії стерляді.

Також нами було здійснено порівняльний аналіз цьоголіток стерляді вирощених у ставах різних господарств з різними умовами: на ДУ «Виробничо-експериментальний

дніпровський осетровий риборозплідний завод» та на ставовому господарстві у с. Рибальче. Порівняльний гематологічний аналіз цьоголіток стерляді, які вирощувались в різних умовах, показав, що концентрація гемоглобіну в крові коливалась від 85 до 159 г/л у особин, які були отримані в умовах Дніпровського осетрового заводу та від 87 до 167 г/л у особин, отриманих на базі господарства у с. Рибальче. У порівнянні з показниками вмісту гемоглобіну в крові по літературним даним у особин, які мешкають у природному середовищі (50-80 г/л), стерлядь яка вирощувалась у ставових умовах має дещо завищений вміст гемоглобіну, що носить пристосувальний характер. Площа поверхні еритроцитів складала від 101,2 до 212,4 фл у цьоголіток стерляді, вирощеної у ставах Дніпровського осетрового заводу. У стерляді, яка вирощувалась у ставах с. Рибальче об'єм еритроцитів коливався в межах 195,9-201,3 фл. Показники об'єму еритроцитів у цьоголіток стерляді практично у два рази більше, ніж у особин, які мешкають в природних умовах.

Показники вмісту еритроцитів у цьоголіток стерляді, вирощеної на базі Дніпровського осетрового заводу були в межах 0,51-0,93 Т/л, лейкоцитів від 153,0 до 207,9 Г/л, а тромбоцитів від 25 до 106 Г/л. У порівнянні з цьоголітками стерляді отриманими зі ставів господарства в с. Рибальче вміст еритроцитів був в межах 0,29-0,35 Т/л, вміст лейкоцитів коливався від 162,7 до 193,2 Г/л, а тромбоцитів від 30 до 84 Г/л.

Наведена наукова робота присвячена дослідженню впливу умов мешкання, вирощування, а також окремих елементів технології вирощування на основні гематологічні та біохімічні показники. В процесі досліджень було встановлено, що умови мешкання впливають не тільки на лінійно-масові показники організму, але й на основні біохімічні та гематологічні показники, які в значній мірі різняться між собою. Таким чином, кров є одним з основних показників фізіологічного стану організму. У зв'язку з цим, правильна і своєчасна діагностика морфологічних змін крові дозволяє виявити дисбаланс або патологію в організмі риб, оцінити якість їх молоді.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Алекперова Н.В. Влияние условий на морфологические показатели молоди белуги. Осетровое хозяйство водоемов СССР. Астрахань, 1984. С. 14-15.

Билык А.В., Грудко Н.А., Шерман И.М. Влияние условий выращивания на морфо-биологические особенности сеголеток стерляди (*Acipenser ruthenus* (Linnaeus)). Наукові доповіді НУБіП Ураїни: електрон. наук. фахове вид. 2018. №2. URL: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/11451>.

Гершанович А.Д., Пегасов В.А., Шатуновский М.И. Экология и физиология молоди осетровых. М.: Агропромиздат, 1987. 216 с.

Державин А.Н. Воспроизводство запасов осетровых рыб. Баку: Изд-во АН Азербайджанской ССР, 1947. 247 с.

Жукинский В.Н. Влияние абиотических факторов на разнокачественность и жизнеспособность рыб в раннем онтогенезе. М.: Агропромиздат, 1986. 248 с.

Кизеветтер И.В. Биохимия сырья водного происхождения. М.: Пищевая промышленность, 1973. 423 с.

Краюшкина Л.С. Функциональная сформированность осморегуляторной системы молоди осетровых в зависимости от размеров и возраста. Биологические основы осетроводства. М.: Наука, 1983. С. 158–166.

Лукияненко В.И., Касимов Р.Ю., Кокоза А.А. Возрастно-весовой стандарт заводской молоди каспийских осетровых. Волгоград: Волгоградская правда, 1984. 229 с.

Осипов М.П. Химический состав и питательная ценность свежих рыб Волго-Каспийского района. Астрахань: Издание Астраханской Научной Рыбохозяйственной станции, 1931. 27 с.

Симон М.Ю. Основні гематологічні показники осетрових видів риб

(Acipenseridae) (огляд). Рибогосподарська нбаука України. 2017. 1(39). С. 92-117.

Чебанов М.С., Галич Е.В. Руководство по искусственному воспроизводству осетровых рыб. Технический доклад ФАО по рыбному хозяйству 558. Анкара: Продовольственная и сельскохозяйственная организация ООН, 2013. 325 с.

УДК: 546: 597. 554: 547.963

В.З. КУРАНТ, В.О. ХОМЕНЧУК

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка,
вул. Максима Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ОСОБЛИВОСТІ БІЛКОВОГО ОБМІНУ У РИБ ЗА ДІЇ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

Підвищення рівня забруднення прісних водойм вимагає пошуку об'єктивних методів біомоніторингу, а також розробки ефективних протекторів до дії різних токсикантів, включно важких металів, та засобів корекції біопродуктивних процесів у гідробіонтів. Для успішного вирішення цих завдань необхідне глибоке вивчення механізмів підтримання функціональної активності їх організму шляхом компенсаторно-адаптивних реакцій відповіді на дію чинників водного середовища (Хоменчук, 2003).

Основним критерієм, який визначає фізіолого-біохімічний статус організму, є підтримання в ньому гомеостатичного рівня певних метаболітів, які займають центральне місце в регуляції обміну речовин, співвідношенні анаболічних і катаболічних процесів, формуванні фізіологічної реакції організму. В описаних процесах провідна роль належить білковому обміну (Курант, 2003).

В наших дослідженнях одержано сукупність даних, які підтверджують і розширюють уяву про важливу роль білкового обміну в процесах детоксикації іонів важких металів та формуванні стійкості до них, а також дають можливість здійснити комплексну оцінку біохімічної відповіді організму риб на хронічну інтоксикацію вивченими металами.

На основі загальних положень теорії стресу та адаптації, а також аналізу одержаних нами експериментальних даних можна запропонувати робочу схему впливу іонів важких металів на білковий обмін в організмі коропа.

Універсальною реакцією гідробіонтів на дію токсикантів є розвиток стрес-катаболічного синдрому, в результаті чого порушується метаболічний гомеостаз організму. В нашому випадку під гомеостазом ми розуміємо не тільки постійність внутрішнього середовища взагалі, але і роботу окремих функціональних систем, які направлені на розвиток компенсаторно-адаптивної реакції (Хочачка, 1988).

Спочатку організм намагається боротися з токсикантами на рівні їх проникнення в зябра шляхом зниження активності транспортних АТФ-аз. Однак, у випадку надходження в організм надмірної кількості іонів металу в процес детоксикації включаються всі органи і тканини. При цьому в скелетних м'язах посилюється протеоліз білків, що веде до зростання кількості вільних амінокислот, які вступають в реакції переамінування та дезамінування, а також формують адаптивний пул амінокислот крові. За інтоксикації в м'язах риб спостерігається зниження активності аеробного шляху продукування енергії та посилення гліколізу (Курант, 2006).

З током крові вільні амінокислоти транспортуються в печінку, де прискорюється їх переамінування в АЛАТ та АсАТ реакціях, дезамінування в НАД(Н)-глутаматдегідрогеназній реакції та підвищується їх використання в синтезі адаптивних білків – металотіонеїнів. Підвищені концентрації іонів важких металів посилюють глюконеогенез в печінці риб з одночасним функціонуванням глюкозо-аланінового

циклу, що сприяє підтриманню метаболічного гомеостазу в організмі. Поряд з цим зміщення реакції за участю НАДФ(Н)-глутаматдегідрогенази в бік утворення глутамату є причиною вилучення α -кетоглутарату з циклу трикарбонових кислот та порушення енергетичного обміну в печінці та м'язах коропа (Балабан, 1999; Балабан, 2000).

Оскільки за інтоксикації в тканинах коропа зростає утворення аміаку, то виникає необхідність його знешкодження та виведення з організму. Активну участь в цих процесах бере глутамат, який зв'язує аміак, утворюючи нетоксичний глутамін і транспортує його з током крові до зябер. В зябрах глутамін розщеплюється і аміак виводиться з організму (Грубінко, 1995).

З огляду на вищесказане слід зробити висновок про важливу роль білкового обміну в процесах адаптації організму коропа до впливу підвищених концентрацій іонів важких металів. При цьому варто зазначити, що описані закономірності є універсальними для будь-яких адаптацій і, можливо, що ці перебудови є генетично детермінованими. Саме тому даний напрямок дослідження становить значний теоретичний та практичний інтерес, оскільки розуміння універсальних механізмів біохімічної адаптації дозволить віднайти засоби регуляції процесів їх формування та підтримання високого рівня функціональної активності молекул, які їх забезпечують.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Балабан Р.Б., Курант В.З., Столяр О.Б., Бродін С.В., Грубінко В.В. Вплив іонів важких металів на активність трансаміназ в організмі коропа // Біологія тварин. — 2000. — Т.2, № 1. — С. 87–92.

Балабан Р.Б., Хоменчук В.О., Курант В.З., Синюк Ю.В., Бродін С.В., Грубінко В.В. Стан глутаматдегідрогеназної реакції в тканинах риб при накопиченні іонів свинцю // Науково-технічний бюлетень Інституту землеробства і біології тварин УААН. — Львів, 1999. — Вип. 1 (3). — С.239–241.

Грубінко В.В. Адаптивні реакції риб до дії аміаку водного середовища: автореф. дис... докт. біол. наук: 03.00.18 / 03.00.04. — К., 1995. — 44 с.

Курант В.З. Роль білкового обміну в адаптації риб до дії іонів важких металів // Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук. — Тернопіль, 2003. — 340 с.

Курант В.З. Участь амінокислот та білків у формуванні стійкості риб до дії іонів важких металів // Наукові записки Тернопільського педуніверситету. Серія: Біологія. — 2006. — №2 (29). — С. 128–138.

Хоменчук В.О. Біохімічні особливості проникнення і розподілу деяких важких металів в організмі коропа лускатого // Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук. — Тернопіль, 2003. — 152 с.

Хочачка П., Сомеро Дж. Биохимическая адаптация. - М.:Мир, 1988. — 568 с.

УДК 577.12:639.2

В.О. КУРЧЕНКО, Т.С. ШАРАМОК

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
п-т. Гагаріна 72, Дніпро 49010, Україна

БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ КАРАСЯ СРІБЛЯСТОГО (*CARASSIUS GIBELIO* (VLOCH, 1782)) ЗАПОРІЗЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА

Кров є чутливим та досить інформативним індикатором стану організму, який швидко реагує на зміни факторів середовища існування і відображає їх вплив як на окрему особину, так і на популяцію в цілому (Камышников, 2014).

Динаміка біохімічних показників може слугувати біомаркером стану організму риб в штучних і природних водоймах, характеризувати якість і кількість харчування, щільність заселення, адаптивну здатність риб, інтенсивність дії антропогенних факторів. У зв'язку з постійно зростаючим антропогенним навантаженням і розвитком аквакультури зростає актуальність розробки та впровадження нових високочутливих методів дослідження, накопичення інформації та створення бази даних біохімічних показників риб (Строганов, 1962).

Тому метою нашої роботи було дослідження гематологічних та біохімічних показників крові карася сріблястого (*Carassius gibelio* (Bloch, 1782)) Запорізького (Дніпровського) водосховища.

Дослідження проводилися влітку 2019 року на двох рибоприймальних пунктах, які розташовані у Самарській затоці та нижній частині водосховища. Вода у Самарській затоці відрізняється підвищеною перманганатною окиснюваністю, високою мінералізацією, а також більшим біогенним навантаженням, в першу чергу фосфатами порівняно з нижньою ділянкою водосховища. На гідроекологічний режим затоки впливають високомінералізовані шахтні води, які містять зважені частки та важкі метали (Федоненко, 2018).

Об'єктом дослідження були чотирирічні особини карася сріблястого обох статей (*C. gibelio* (Bloch, 1782)), який є провідним промисловим видом у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі (Marenkov, 2016). Усього було досліджено 100 екземплярів риб середня маса яких складала $290,98 \pm 18,31$ г. Показники промислової довжини особин карася трималися на рівні $23,54 \pm 0,27$ см. Гематологічні та біохімічні дослідження проводили за загальноприйнятими методиками (Давидов, 2006).

Під час дослідження було виявлено, що у нормі на препаратах крові карася сріблястого еритроцити мали овоїдну форму з чіткими контурами, темно-фіолетове ядро, розташоване в центрі клітини. При цитометричному дослідженні еритроцитів карася сріблястого не було виявлено особливих відмінностей між показниками клітин риб з нижньої ділянки водосховища та з Самарської затоки. Площа клітин варіювала у межах від 78,07 до 80,95 μm^2 .

У карася сріблястого з двох досліджуваних ділянок водосховища кількість еритроцитів майже не відрізнялась та коливалася у межах від 2,3 до 2,8 млн./мкл. Кількість гемоглобіну в крові карася з Самарської затоки була нижчою на 43% порівняно з нижньою ділянкою водосховища, що може говорити про перебіг анемічних процесів у риб з Самарської затоки ($p \leq 0,05$).

Біохімічні дослідження показали, що вміст загального білку у плазмі крові риб Запорізького (Дніпровського) водосховища варіював від 49,33 до 52,75 г/дм³. Білковий коефіцієнт – це співвідношення кількості альбуміну до кількості глобуліну, має велике діагностичне значення. При нашому дослідженні його значення складало близько 0,76. Як відомо, значення білкового коефіцієнта у риб істотно нижче, ніж у теплокровних тварин і людини, у яких величина білкового коефіцієнта знаходиться в межах 1,2-2,0. Це пояснюється еволюційно-екологічними особливостями білкового складу крові риб (Бияк, 2008). Показники АЛТ та АСТ у крові карася сріблястого з Самарської затоки була більшою на 25% та 53% відповідно. Аланінамінотрансфераза (АЛТ) - фермент печінки, який бере участь в обміні амінокислот. Вивільнення АЛТ в кров відбувається при порушеннях внутрішньої структури гепатоцитів і підвищення проникності клітинних мембран. У зв'язку з цим АЛТ вважається індикаторним ферментом або маркером порушень функцій печінки будь-якої природи. У здоровому організмі вміст показника АЛТ в крові незначний (Камышников, 2014). Аспартатамінотрансфераза (АСТ) - клітинний фермент, який бере участь в обміні амінокислот. У гепатоцитах велика частина АСТ (80% активності) виявляється в мітохондріях, решта - в цитозольних фракціях. У сироватці крові АСТ визначається за його ферментативною активністю (Камышников, 2014). Таким чином, при дослідженні було виявлено, що

карась сріблястий з Самарської затоки мав нижчі показники гемоглобіну та вищі показники активності АЛТ та АСТ порівняно з карасем з нижньої ділянки водосховища, що може свідчити про перебіг анемічних та запальних процесів в організмі, які викликані жорсткими гідроекологічними умовами Самарської затоки.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Бияк В.Я., Синюк Ю.В., Курант В.З. Видовые особенности фракционного состава белков сыворотки крови пресноводных рыб // Докл. Нац. акад. наук Украины, Тернопол. нац. пед ун-т им. В. Гнатюка. - 2008. - № 4. - С. 189–192.
- Давыдов О. Н., Темниханов Ю.Д., Куровская Л.Я. Патология крови рыб. - Фирма «ИНКОС», 2006. - 52 с.
- Камышников В. В. Справочник по клинико-биохимическим исследованиям и лабораторной диагностике. - М.: МЕДПресс-информ, 2004. - 56–60 с.
- Строганов Н. С. Экологическая физиология рыб. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1962. Т. 1. - 444 с.
- Федоненко О.В., Маренков О.М. Промислове освоєння іхтіофауни Запорізького (Дніпровського) водосховища. - «ЛІРА», 2018. - 26-27с.
- Marenkov O. Reproductive features of roach, bream and common carp of Zaporozhian (Dnipro) Reservoir in contemporary environmental conditions // International Letters of Natural Sciences. – 2016. – 57. – С. 26–40.

УДК: 58.036.3: 582.263

Т.О. ЛЕОНТЬЄВА, Н.І. КІРПЕНКО

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ВПЛИВ ТЕМПЕРАТУРИ НА ІНТЕНСИВНІСТЬ РОСТУ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ*

Температура є критичним чинником, що впливає на ріст, метаболічну активність та реакцію водоростей на різноманітні екологічні стреси. Дослідження особливостей росту мікрководоростей залежно від температури навколишнього середовища важливе як з теоретичної, так і з практичної точки зору (Sonmez et al., 2016; Borowitzka, 2017). Зокрема, встановлення меж термотолерантності різних видів водоростей, особливо в умовах глобальних кліматичних змін, становить інтерес в рамках проблеми збереження біорізноманіття, а також необхідне для прогнозування формування біопродуктивності у водоймах. З іншого боку, мікрководорості знаходять все ширше практичне застосування для вирішення низки глобальних проблем – продовольчих, медичних, енергетичних, охорони довкілля, навіть освоєння космічного простору (Макарова, Отурина, Сидякин, 2009). При цьому температурна толерантність та діапазон оптимальних температур є однією з найголовніших характеристик мікрководоростей при виборі штамів для промислового їх вирощування як джерела органічної сировини різноманітного призначення (Latała, 1991; Borowitzka, 2017). В зв'язку з цим дослідження, спрямовані на визначення меж термотолерантності, величин оптимальних та критичних температур для різних видів мікрководоростей, не втрачають актуальності.

З огляду на зазначене, проаналізовано особливості росту культур низки зелених мікрководоростей залежно від температури їх вирощування.

Мікрководорості *Acutodesmus obliquus* (Turpin) Hegewald & Hanagata, *Desmodesmus communis* (E. Hegewald) E. Hegewald, *D. subspicatus* (Chodat) E. Hegewald & A. Schmidt, *Scenedesmus ellipticus* Corda, *S. obtusus* Meyen, *Selenastrum gracile* Reinsch,

Monoraphidium griffiti (Berk.) Komarek-Legner. вирощували в накопичувальному режимі на середовищі Фітцджеральда в модифікації Цендера й Горема (Білоус та ін., 2018) протягом місяця, освітлюючи лампами ДС40 з інтенсивністю 1,5–2,5 клк на поверхні колб, з чергуванням періодів світло : темрява тривалістю 16 та 8 год та періодичним ручним перемішуванням. Температуру середовища підтримували на рівні 22, 25, 28, 31 і $34 \pm 0,5^\circ\text{C}$. В процесі вирощування досліджуваних культур підраховували концентрацію клітин під світловим мікроскопом (Ломо Микромед-2) з використанням камери Горяєва (n=3). Інтенсивність росту водоростей оцінювали, розраховуючи питому швидкість росту за формулою $\mu = (\ln N_t - \ln N_0) / \Delta t$ (доба⁻¹). Вимірювали також лінійні розміри клітин за допомогою мікроскопа Axio Imager A1.

Аналіз одержаних результатів свідчить про значні видоспецифічні відмінності формування ростових процесів досліджених водоростей залежно від температури середовища. Зокрема, деякі культури росли з однаковою інтенсивністю у всьому діапазоні досліджених температур. Так, показник питомої швидкості росту *Acutodesmus obliquus* в середньому за період досліджень становив 0,07–0,08 доба⁻¹ за всіх температурних режимів, що може свідчити про широку термотолерантність виду. У деяких інших видів амплітуда коливань величини μ була дещо більшою, але чіткої залежності від температури не спостерігалось. Наприклад, питома швидкість росту *Desmodesmus communis* за досліджених температурних режимів 22, 25, 28, 31 і 34°C становила 0,07, 0,05, 0,06, 0,07 та 0,04 доба⁻¹ відповідно. Так само показник μ для *Scenedesmus obtusus* за температур 25– 34°C становив 0,09–0,10 доба⁻¹ і лише за найнижчої температури 22°C він досяг тільки 0,01 доба⁻¹. Таким чином, обидва види належать до мезотермофільних, але, хоча перший віддає перевагу дещо більш низьким температурам, ніж другий, величина швидкості росту в даних умовах (розрахована в середньому за весь період досліджу) не дозволяє однозначно визначити для них температурний оптимум. Розрахунок μ в динаміці за більш короткі проміжки часу показав, що найінтенсивніший ріст *Desmodesmus communis* за температури 28°C спостерігався протягом 15– 25^{oi} діб, коли показник питомої швидкості росту становив 0,08–0,09 доба⁻¹. При 31°C період інтенсивного росту подовжився до 28^{oi} доби, а величина μ зросла до 0,09–0,13 доба⁻¹. В умовах підвищення температури до 34°C зменшились як швидкість росту, так і тривалість періоду найбільш інтенсивного розмноження водоростей – максимум μ становив лише 0,07 доба⁻¹ і спостерігався тільки з 25 до 28^{oi} діб. Таким чином, залежно від температурного режиму вирощування змінюється і динаміка росту культур водоростей за рахунок скорочення чи подовження тривалості фази інтенсивного росту та зміщення у часі її періоду.

Для культури *Monoraphidium griffiti* показник μ за температур 22– 28°C знаходився у межах 0,09–0,10 доба⁻¹, а за температури 31°C він знизився до 0,07 доба⁻¹, при цьому подальше підвищення температури до 34°C викликало припинення розмноження і загибель культури.

Несприятливими високі температури виявились і для іншого представника род. *Selenastraceae* – *S. gracile*: найвища швидкість його росту (0,12 доба⁻¹) спостерігалась за найнижчої температури у дослідженому діапазоні, – 22°C , при 25°C вона знизилась удвічі (0,06 доба⁻¹), а за 28– 34°C досягла лише 0,03–0,04 доба⁻¹.

Цікаво, що підвищення температури супроводжувалось також змінами розмірів клітин. Так, довжина клітин *Monoraphidium griffiti* за температур 22, 25 і 28°C в середньому становила $27,25 \pm 0,01$; $25,38 \pm 0,02$ і $24,12 \pm 0,02$ μm , ширина – $4,08 \pm 0,03$; $3,74 \pm 0,03$ і $3,51 \pm 0,03$ μm відповідно, тобто з підвищенням температури відбувалось суттєве здрібнення клітин. Подібне явище відмічали й інші дослідники, проте вірогідне зменшення розмірів фіксували не для всіх видів водоростей, причому *Monoraphidium griffiti* також не входив до їхнього числа (Latała, 1991).

Найбільш інтенсивно в даних умовах досліджу розмножувався *Scenedesmus ellipticus*, питома швидкість росту якого за температур 22– 28°C коливалась у межах

0,11–0,12 доба⁻¹, а за більш високих температур 31–34°C вона зростає до 0,15 доба⁻¹, що характеризує цей вид як високотемпературний.

Всі досліджені види водоростей є мезотермофільними, проте істотно відрізняються за реакцією на зміну температури вирощування – на рівні інтенсивності і динаміки росту, а також морфологічних ознак. В даних умовах дослідження найбільш термотолерантним виявився *Acutodesmus obliquus*, що відзначався близькими показниками інтенсивності росту в усьому дослідженому діапазоні температур. Близькі тенденції спостерігались для *Desmodesmus subspicatus*, проте для нього все ж найбільш придатною виявилась температура 22°C, за якої його швидкість росту досягала 0,11 доба⁻¹, на відміну від 0,06–0,07 доба⁻¹ за інших температур. За температури 22°C максимальною була швидкість росту *Selenastrum gracile*, яка суттєво знижувалась при підвищенні температури до 28 °C і вище. Водночас підтримання температури на рівні 22°C суттєво знижувало інтенсивність росту *Scenedesmus obtusus*. Температура 34°C є вкрай несприятливою для *Monoraphidium griffithii* і негативно позначається на рості *Desmodesmus communis*. *Sc. ellipticus* є порівняно високотермофільним, він відзначається інтенсивним ростом у всьому діапазоні досліджених температур, а максимальні показники демонструє за найвищих значень температури 31–34°C.

*Робота виконана за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень (КПКВК 6541230).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Білоус О.П., Незбрицька І.М., Ключенко П.Д., Кірпенко Н.І. Колекція культур мікроводоростей HPDP. – Київ, 2018. – 36 с.

Макарова Е. И., Отурина И. П., Сидякин А. И. Прикладные аспекты применения микроводорослей – обитателей водных экосистем // Экосистемы, их оптимизация и охрана. - 2009. - №20. - С. 120–133.

Adam Latała. Effects of salinity, temperature and light on the growth and morphology of green planktonic algae // OCEANOLOGIA. - 1991. - No. 31, P. 119-138.

Michael A. Borowitzka & Avigad Vonshak. Scaling up microalgal cultures to commercial scale // European Journal of Phycology. – 2017. - No. 52(4). - P. 407-418.

Sonmez C., Elcin E., Akin D., Oktem H.A., Yucel M. Evaluation of novel thermo-resistant *Micractinium* and *Scenedesmus* sp. for efficient biomass and lipid production under different temperature and nutrient regimes // Bioresource Technology. – 2016 - No. 211. - P. 422–428.

УДК: 591.1: 591.5:597.2/.5

Б.З. ЛЯВРІН, В.О. ХОМЕНЧУК, В.С. МАРКІВ, В.З. КУРАНТ

Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка,
вул. Максима Кривоноса 2, Тернопіль 46027, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ПЕРОКСИДНОГО ОКИСНЕННЯ ЛІПІДІВ КРОВІ РИБ МАЛИХ РІЧОК ЗАХІДНОГО ПОДІЛЛЯ

Пероксидне окиснення ліпідів (ПОЛ) – типовий вільнорадикальний процес, один з найважливіших окисних процесів в аеробних організмів, у тому числі і риб. Проте, за несприятливих екологічних умов (підвищена радіація, температурний стрес, забруднення тощо), коли продукуються додаткові кількості активних форм кисню, ПОЛ є основною причиною пошкодження ліпідів біологічних мембран (Davies, 2000). Так як активація ПОЛ є неспецифічною реакцією організму на екстремальні впливи, то

показники окисного стресу в риб можуть об'єктивно відображати екологічний стан водних екосистем та бути використані для оцінки токсичних ефектів (Mahboob, 2013).

Продуктами пероксидного окиснення є дієнові кон'югати, гідропероксиди, окси-, кетокислоти та низка інших сполук. За їх кількістю можна судити про інтенсивність вільнорадикального пероксидного окиснення у різних біологічних системах організму, що робить можливим використовувати їх як фізіолого-біохімічні маркери [Особа, 2012]. Виходячи із сказаного метою даної роботи було визначення концентрації продуктів ПОЛ (ТБК-активних продуктів та гідропероксидів ліпідів) у крові прісноводних риб із малих річок Західного Поділля.

Дослідження було проведено на коропах (*Cyprinus carpio* L.), щуках (*Esox lucius* L.), карасях (*Carassius auratus gibelio* Bloch) та окунях (*Perca fluviatilis* L.) масою 290-330 г, 200-350 г, 150-230 г, та 170-230 г. відповідно. Риби виловлювали траловим методом в осінній період з річок Серет, Стрипа та Золота Липа. Кров для аналізу відбрали з серця риби. Концентрацію ТБК-активних продуктів визначали за реакцією між малоновим діальдегідом і тіобарбітуровою кислотою (Корабейникова, 1989). Визначення вмісту гідропероксидів ліпідів полягало в осадженні білка 10% трихлороцтовою кислотою з наступною дією на досліджуваний матеріал амоній тіоціанатом. При цьому попередньо проводили екстракцію ліпідів етанолом [Способ..., 1984]. Результати досліджень були статистично опрацьовані з використанням t-критерію Стьюдента для визначення достовірної різниці.

ТБК-активні продукти є вторинними продуктами ПОЛ, що можуть утворюватися з гідропероксидів (Абрамова, 1985). Їх негативна роль полягає в тому, що вони зшивають молекули ліпідів і знижують плинність мембрани. Аналіз отриманих результатів показав, що вміст ТБК-активних продуктів у еритроцитах коропа із річок Серет і Стрипа становить відповідно: $4,38 \pm 0,49$ мкмоль/г та $3,62 \pm 0,26^*$ мкмоль/г. (*-Тут і далі різниця порівняно із представниками р. Серет статистично достовірна, $p < 0,05$, $n=5$). Вміст вторинних продуктів ПОЛ в еритроцитах коропа із річки Золота Липа є найвищим і становить $6,43 \pm 0,37^*$ мкмоль/г. Високий рівень накопичення ТБК-активних продуктів у риби із р. Золота Липа, порівняно з коропами з інших досліджених річок, вищий, що може бути свідченням окисного стресу у риби.

Вміст гідропероксидів ліпідів у еритроцитах коропа із річки Серет є найвищим, і становить $1,2 \pm 0,12$ Е/г. (одиниць екстинції / г. тканини). Вміст цих продуктів пероксидації ліпідів в еритроцитах коропа із річок Стрипа і Золота Липа становить відповідно: $0,53 \pm 0,02^*$ Е/г. та $0,72 \pm 0,03^*$ Е/г.. Результати показують вищий рівень накопичення гідропероксидів в риби із р. Серет, порівняно з коропами з річок Стрипа і Золота Липа. За впливу чинників, до яких організм ще в змозі адаптуватися, функціонування специфічних систем ПОЛ забезпечує оптимальний гомеостатичний рівень вільнорадикальних процесів, необхідний для нормального функціонування клітин. При цьому накопичення токсичних продуктів ПОЛ не спостерігається (Грубинко, 1996).

Концентрація ТБК-активних продуктів в еритроцитах щуки лінійно знижується в представників ряду водотоків: Золота Липа, Серет, Стрипа і становить $5,68 \pm 0,41^*$ мкмоль/г., $3,26 \pm 0,4$ мкмоль/г. та $2,05 \pm 0,14^*$ мкмоль/г. Це може свідчити про несприятливі умови існування риби у р. Золота Липа, адже підвищений вміст вторинних продуктів ПОЛ у метаболічно активних тканинах може бути маркером окисного стресу в організмі риби (Doherty, 2010).

Вміст гідропероксидів в еритроцитах щуки в ряду представників із річок Серет, Золота Липа та Стрипа становить $0,7 \pm 0,03$ Е/г. $0,56 \pm 0,03$ Е/г. та $0,33 \pm 0,01^*$ Е/г. відповідно. Очевидно, на популяції риби із р. Золота Липа та р. Серет здійснюється вищий антропогенний тиск, що й спричинило вище накопичення гідропероксидів у еритроцитах.

В еритроцитах карасів, виловлених з р. Золота Липа, було зафіксовано найвищий вміст ТБК-активних продуктів ($6,18 \pm 0,85$ мкмоль/г.), як і для крові коропів та щук. Дещо нижчий їх вміст в еритроцитах риб з р. Серет – $5,48 \pm 0,60$ мкмоль/г., і найнижчий – $4,13 \pm 0,36^*$ мкмоль/г. в досліджених риб із р. Стрипа.

Дещо інша картина відмічалася щодо концентрації гідропероксидів у крові карася з досліджуваних водотоків. Так, найвищий їх вміст було зафіксовано в представників р. Серет: $0,82 \pm 0,02$ Е/г. Дещо нижчою їх кількість була в крові риб з р. Золота Липа – $0,56 \pm 0,05^*$ Е/г. та найнижчою – $0,44 \pm 0,02^*$ Е/г. в еритроцитах досліджених риб з р. Стрипа.

Вміст ТБК-активних продуктів в еритроцитах окунів найвищого значення набував в представників із р. Золота Липа, і становив $4,57 \pm 0,43^*$ мкмоль/г. У крові риб з р. Серет та р. Стрипа вміст вторинних продуктів ПОЛ становив $3,15 \pm 0,33$ мкмоль/г. та $2,42 \pm 0,29^*$ мкмоль/г. відповідно..

Щодо показників вмісту гідропероксидів ліпідів в еритроцитах окуня, то спостерігається подібна до попередніх видів риб картина. Вміст продуктів ПОЛ найвищого значення набуває в представників із р. Серет, і становить $0,52 \pm 0,01$ Е/г. В крові риб з р. Стрипа та р. Золота Липа – $0,29 \pm 0,01^*$ Е/г. та $0,39 \pm 0,02^*$ Е/г. відповідно.

Отже, виходячи з результатів нашого дослідження найбільше ТБК-активних продуктів накопичується в еритроцитах риб із р. Золота Липа, а гідропероксидів ліпідів – в клітинах крові представників із р. Серет, що може бути індикатором антропогенного (токсичного) тиску на гідробіонтів в цілому, і на риб зокрема. Найменший вміст гідропероксидів ліпідів та вторинних продуктів ПОЛ спостерігали в еритроцитах представників із р. Стрипа, що свідчить про оптимальне функціонування систем антиоксидантного захисту організму риб, а отже і задовільний стан середовища існування.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

А. с. № 1084681 СССР, МКИ G № 33/48. Способ определения гидроперекисей липидов в биологических тканях / В. В. Мирончик. (СССР). – №3468369/28-13; зявл.08.07.82 ; опубл. 07.04.84, Бюл. № 13.

Абрамова Ж.И., Оксенгендлер Г.И. Человек и противокислительные вещества. – Л.: Наука, 1985. – 230 с.

Грубинко В.В., Леус Ю.В., Арсан О.М. Перекисное окисление липидов в тканях карпа при действии аммиака // Гидробиол. журнал. — 1996. — Т. 32. — № 4. — С.52-57.

Корабейникова, С. Н. Модификация определения ПОЛ в реакции с ТБК // Лаб. дело. – 1989. – № 7. – С. 8–9.

Особа І.А. Вміст продуктів вільнорадикального перекисного окиснення ліпідів у скелетних м'язах та печінці однорічок лускатих та рамчастих коропів несвицького зонального типу. //Біологія тварин. – 2012. – Т. 14, № 1–2. С. – 179–183.

Davies K. J. A. Oxidative stress the paradox of life // Biochemical Socies Symposia. – 2000. – Vol. 61. – P. 1–31.

Doherty V.F., Ogunkuade O.O., Kanife U.C. Biomarkers of oxidative stress and heavy metal levels as indicators of environmental pollution in some selected fishes in Lagos, Nigeria. // American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci. – 2010. Vol. 7 (3). – P. 359–365.

Mahboob S. Environmental pollution of heavy metals as a cause of oxidative stress in fish: a review // Life. – 2013. Vol. 10. P. 336-347.

ПРОДУКТИВНІСТЬ *DAPHNIA MAGNA* ПРИ ЇЇ ХАРЧУВАННІ РІЗНИМИ ВИДАМИ ЗЕЛЕНИХ МІКРОВОДОРОСТЕЙ

Daphnia magna Straus – планктонні ракоподібні розміром від 0,2 до 5 мм. Вони є основою раціону молоді більшості риб, а також перспективними продуцентами хітину – попередника хітозану, тому мають важливе практичне значення як для рибного господарства, так і для біотехнології. Природним кормом *Daphnia magna* Straus є мікроскопічні зелені водорості різних систематичних груп, розмірів та форм, які в умовах штучного культивування представляють значний інтерес як джерело біологічно активних та поживних речовин, кількість і співвідношення яких відрізняється у різних таксонів. Культури зелених мікробіодоростей є одними з перспективних об'єктів для використання в біотехнології, зокрема у фармацевтичній та харчовій промисловості. Одна з їх головних переваг – висока швидкість росту. Для визначення видів мікробіодоростей, найбільш придатних для споживання *D. magna*, нами були обрані такі, що відрізняються між собою за формою, розмірами, а також за вмістом поживних речовин та продукційними характеристиками. Наприклад, *Selenastrum gracile* Reinsch відрізняється характерною серповидною формою. Види роду *Desmodesmus* сильно варіюють за розмірами клітин: від 4,41–8,63 мкм у довжину та 2,77–4,99 мкм у ширину у *Desmodesmus armatus* Chodat та до 8,83–17,92 мкм у довжину та 3,61–9,49 мкм в ширину у *Desmodesmus communis* Hegewald. *Oocystis marssonii* Lemmermann має малі розміри, а саме 1,02–2,89 мкм, що забезпечує йому низький ступінь осідання. *Selenastrum gracile* Reinsch – багатий на жири (26,59 %) та вуглеводи (26,62 %) *Acutodesmus acuminatus* Lagerheim – містить значну кількість білків (27,67 %). *Scenedesmus ellipticus* Corda, відрізняється високою швидкістю розмноження (Царенко 2001, Кирпенко и др., 2017).

Хоча фільтраційний апарат дафній має високу вловлюючу здатність, Н.С. Гаєвська зазначає, що рачки надають перевагу рослинним організмам, а не просто механічно відфільтровують доступний за розмірами сестон (Гаєвская, 1949). При цьому давно склалася думка про те, що ці ракоподібні, як «невибагливі» фільтратори, споживають всі мікроскопічні зелені водорості.

Метою нашої роботи було дослідження плодючості дафнії в залежності від виду водоростей, використаних для їх харчування. Для цього особини *D. magna* віком одна, дві та три доби поміщали в стакани об'ємом 80 см³ по 2 особини в кожний, у п'ятикратному повторі та додавали суспензію відповідних водоростей. Кількість народженої молоді підраховували щоденно впродовж 21 доби експерименту, молодь з дослідних ємностей відсаджували.

Використовували культури водоростей з колекції Інституту гідробіології НАНУ, а саме: *Oocystis marssonii* Lemmermann, *Desmodesmus subspicatus* Chodat, *Selenastrum gracile* Reinsch, *Acutodesmus acuminatus* Lagerheim, *Chlorella vulgaris* Beijerinck, *Scenedesmus ellipticus* Corda, *Desmodesmus armatus* Chodat, *Desmodesmus communis* Hegewald, *Desmodesmus brasiliensis* Bohlin. Культури вирощували на середовищі Фітцджеральда. Для годівлі дафній застосовували водорості в кінці логарифмічної – на початку стаціонарної стадії росту. З метою вирівнювання умов харчування рачків по концентрації хлорофілу, який згідно даних (Мартьяс, 2012) корелює з кількістю поживних речовин (білки, ліпіди), густину культур водоростей, які використовували

для годування дафній, вирівнювали за коефіцієнтом екстинції при 671 нм, що відповідало такій концентрації клітин в 1 см³: *O. marssonii* 27,88×10⁶, *D. subspicatus* 26,27×10⁶, *S. gracile* 14,17×10⁶, *A. acuminatus* 8,82×10⁶, *C. vulgaris* 34,22×10⁶, *Sc. ellipticus* 18,98×10⁶, *D. armatus* 31,10×10⁶, *D. communis* 8,56×10⁶, *D. brasiliensis* 18,45×10⁶. Такі харчові умови близькі до оптимальних згідно з методичними рекомендаціями щодо культивування гіллястовусих рачків (Кокова, 1982). Контрольну групу годували комерційною концентрованою водоростевою пастою, що містить близько 95% *Desmodesmus sp.* та 5% *Chlorella sp.*, яка використовується для рутинної підтримки лабораторних культур дафній в Біотехнологічному комплексі Інституту гідробіології. Мікроскопічні дослідження об'єктів були проведені за допомогою мікроскопа AxioImager A1 Гідроекологічного аналітичного центру (ЦККНП) Інституту гідробіології НАН України.

Основними складовими плодючості у партеногенетичних дафній є швидкість настання статевої зрілості, час між виметами та кількість молоді у виметі. Найбільшу плодючість (в 1,2 рази більшу, ніж в контрольній групі) зафіксовано при годуванні дафній зеленими мікроводоростями *O. marssonii*. При годуванні культурою *S. gracile* кількість народженої молоді зменшилась порівняно з контролем в 1,3 рази, а при годуванні водоростями *D. armatus* продуктивність гіллястовусих рачків була меншою в 2,6 рази.

Зазначимо, що при годуванні мікроводоростями *A. acuminatus*, *D. communis* та *D. brasiliensis* деякі особини, що були посаджені у дослід у віці 1 доби, залишалися стерильними впродовж всього експерименту, у інших зменшувалась кількість виметів та кількість молоді у виметах, що спричинило зменшення загальної кількості молоді в 4,4, 6,1 та 6,2 рази відповідно. Найнижчу плодючість гіллястовусих рачків (в 14,4 та 15,7 рази нижче за контрольні величини) встановлено при годівлі *C. vulgaris* та *Sc. ellipticus*, при цьому майже всі особини, взяті для експерименту у віці однієї доби, залишалися стерильними, при цьому з'явилися стерильні і серед тих, що були посаджені у дослід у віці 2 діб. Цікаво, що стерильні дафнії вирощені на мікроводоростях *C. vulgaris* та *Sc. ellipticus* за своїми лінійними розмірами не відрізнялися від фертильних особин, вирощених на інших видах. На нашу думку це може бути пов'язано зі змінами фізіологічних процесів при харчуванні монокультурами окремих мікроводоростей.

Аналіз отриманих даних виявив залежність продукційних показників дафній різного віку від розмірів та форми водоростей. Виявлена висока негативна кореляція (R^2 0,58) між плодючістю *D. magna* та середньою шириною (найменший габаритний розмір) клітин різних видів водоростей. Чим більший вік дафній, посаджених у дослід, тим ця залежність менша, що можна пояснити збільшенням розміру фільтрувального апарату дафній при послідовних линьках.

Отже, узагальнюючи результати наших досліджень можна зазначити, що при культивуванні *D. magna* велике значення мають морфологічні особливості мікроводоростей, якими вони харчуються, що пов'язане з розмірами, формою та, відповідно, швидкістю осідання клітин у дослідних ємностях. Також слід враховувати значення вибору корму для перебігу процесів дозрівання та розмноження гіллястовусих. Подальші дослідження в цій області біотехнології дозволять не тільки підбирати сприятливі умови утримання лабораторних культур гіллястовусих рачків, а й ефективно обирати необхідні раціони харчування на різних етапах онтогенезу, в залежності від поставлених задач.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Гаевская Н.С. О пищевой селективности животных фильтраторов. – Труды Всесоюз. Гидробиол. О-ва. – 1949. – Т. 1. – С. 159–174.

Кирпенко Н.И., Усенко О.М., Мусий Т.О. Сравнительный анализ содержания белков, углеводов и липидов в клетках зеленых микроводорослей // Гидробиол. журн. – 2017. – Т. 53, № 6. – С. 87–98.

Кокова В.Е. Непрерывное культивирование беспозвоночных. – Новосибирск: Наука, 1982. – 167 с.

Мартыяс Е.А. Биологическая активность липидов и фотосинтетических пигментов водорослей дальневосточных морей: Дис. канд. биол. наук. – Владивосток, 2012. – 150с.

Царенко П.М., Петлеванный О.А. Дополнение к "Разнообразию водорослей Украины". – Киев, 2001. – 130 с.

УДК 574.24

М.О. МАРЕНКОВ, Ю.П. КОВАЛЬЧУК, М.В. ПРИЧЕПА, В.О. КУРЧЕНКО,
О.С. НЕСТЕРЕНКО, З.В. ШАПОВАЛЕНКО, І.В. ГОЛУБ
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Гагаріна, 72, Дніпро 49010, Україна

АДАПТАЦІЙНІ МОЖЛИВОСТІ МАРМУРОВИХ РАКІВ *PROCAMBARUS VIRGINALIS* (ЛЮКО, 2017) (DECAPODA)

На сьогодні, особливий інтерес представляє вивчення можливостей адаптації нових видів гідробіонтів, які вперше з'являються у водоймах зі стійким екологічним режимом. У той же час процес адаптації, що відбувається на біохімічному і клітинному рівнях, створює передумови для виживання популяції інвазивних видів. У зв'язку з тим, що мармуровий рак *Procambarus virginalis* (Люко, 2017) – це високоінвазивний вид, здатний до партеногенетичного розмноження, виникла необхідність дослідження можливостей його адаптацій до екологічних умов водойм з метою подальшого прогнозування його поширення або навіть акліматизації.

Матеріалом для роботи слугували особини мармурових раків *P. virginalis* (Люко, 2017), які утримувалися в лабораторних умовах на базі НДЛ гідробіології, іхтіології та радіобіології НДІ ДНУ впродовж 2013–2018 рр. Усі піддослідні мармурові раки отримані партеногенетично від однієї особини, придбані в зоомагазині – лінія тварин «Ukrainian PetShop». У модельованих умовах досліджували адаптаційні можливості мармурових раків до впливу іонів важких металів (Zn^{2+} – 0,1 мг/л (10 ГДК), Cd^{2+} – 0,01 мг/л (2 ГДК), Mn^{2+} – 0,02 мг/л (2 ГДК), Ni^{2+} – 0,04 мг/л (4 ГДК), Pb^{2+} – 0,15 мг/л (1,5 ГДК)). У дослідженні температурного чинника використано 24 мармурових раків, яких було поділено на 4 групи (n=6): 1 – контрольна група, +20 °С; 2 – знаходилися в акваріумі з температурою води +9 °С; 3 – акваріум з температурою води +26 °С; 4 – акваріум з температурою води +23 °С (екстремальне підвищення та пониження температури). Гомогенізацію тканин проводили за допомогою 0,1 М фосфатного буфера (рН 7,4), у співвідношенні 1:10. Центрифугування проводили за допомогою ультрацентрифуги К-70 при 20 000g. Активність сукцинатдегідрогенази визначали методом Вексея на СФ-26 за довжини хвилі 420 нм. Активність лактатдегідрогенази встановлювали за допомогою стандартних наборів «ЛДГ» (Філісіт-Діагностика, Україна) на спектрофотометрі СФ-26 за довжини хвилі 340 нм. Активність лужної фосфатази оцінювали з використанням набору реактивів «Лужна фосфатаза» («Філісіт Діагностика», Україна). Загальний білок у тканинах м'язів визначали на концентраційному фотоколориметрі КФК-2М за довжини хвилі 750 нм методом Лоурі. Електрофорез в ПААГ проводили в градієнті поліакриламідного гелю (7-18 %) за присутності 0,1 % додецилсульфата натрію. Вміст інтактного поліпептиду 49 кДА та склад поліпептидних фрагментів ГФКБ визначали за допомогою імуноблотингу.

Статистичне опрацювання даних здійснювали за загальноприйнятими методиками з використанням програмного пакету Statistica 8.0 (StatSoft Inc, USA), достовірність різниці між вибірками даних встановлено з використанням однофакторного дисперсійного аналізу ANOVA при рівнях значимості $p < 0,05$, $p < 0,01$, $p < 0,001$.

Смертність та лінійно-вагові показники. Змодельовані концентрації іонів важких металів впливали на виживання раків. Найбільший відсоток загибелі відмічали в дослідах із кадмієм (27,3 %) та нікелем (60 %). У контролі та досліді під впливом іонів важких металів достовірних змін у лінійних показниках раків не спостерігали. Негативний вплив на масу ракоподібних відмічали в експериментах з іонами Ni^{2+} та Cd^{2+} – втрата маси в середньому на 3,3 % та зниження темпу росту на 11,2 %.

Гістологія. Важкі метали впливають на фізіологічний стан гідробіонтів, що відображається на їх тканинах і органах. Тому гістологічні дослідження тканин та органів можна використовувати в якості біологічних маркерів із визначення негативного впливу токсикантів. Клітини антенальної залози мармурового рака в контролі сягали розміру $166,1 \pm 12,14$ мкм². Гландулоцити мали чіткі краї клітин, виражену структуру протоків, чітку базальну мембрану. Крупні ядра залозистих клітин у поперечному зрізі сягали розмірів $51,3 \pm 2,34$ мкм². За умов впливу цинку клітини зеленої залози мармурового рака також мали чітку організацію, виражені мембрани, цілісні ядра та ядерця. Площа поперечного зрізу glandулоцитів становила $148,8 \pm 98,12$ мкм². Ядро клітини займало приблизно 26,1–29,2% і сягало розмірів $39,2 \pm 4,21$ мкм². Порівняно з контролем статистично достовірної різниці між розмірами клітин не спостерігали, однак, розміри ядер клітин зеленої залози під впливом іонів цинку на 23,6 % менші за контроль. Найгіршу гістологічну картину для клітин антенальної залози спостерігали у особин, які знаходилися під впливом іонів кадмію. Структура вивідних протоків зеленої залози в них була порушена, протоки містили в собі велику кількість фрагментів цитоплазми гранулоцитів, та мали нечіткі межі. У деяких клітинах відмічали пікноз ядер, а також вихід ядерця за межі ядра – поява мікроядер. Подібне явище пояснюється токсикологічним впливом кадмію. Порівняно з контролем glandулоцити антенальної залози були на 14,8 % меншими. Ядра залозистих клітин також були достовірно меншими на 17,5 % за контрольні показники. У досліді та контролі величина ядерно-цитоплазматичного співвідношення glandулоцитів статистично не різнилася та коливалася в межах від 0,29 до 0,31 одиниць, що вказує на взаємопропорційне зменшення як цитоплазми клітин зеленої залози, так і їх ядер, що викликано впливом важких металів. У контролі площа поперечного зрізу дольки гепатопанкреасу дорівнювала $3855,9 \pm 45,01$ мкм² з просвітом $1154,4 \pm 56,83$ мкм². У той час, як у досліді з цинком структури гепатопанкреасу були збільшені в 1,2 рази, а в досліді з кадмієм спостерігали найбільше збільшення структурних елементів тканини – в 1,5 рази. Також відмічали достовірне збільшення площі поперечного зрізу просвіту гепатопанкреасу мармурових раків для тканин, які знаходилися під впливом іонів цинку та кадмію. У досліді з марганцем та свинцем дольки гепатопанкреасу були менші на 14,79 % та 2,89 % відповідно. Також для всіх ракоподібних із досліді з марганцем та свинцем відмічали достовірне зменшення площі поперечного зрізу просвіту гепатопанкреасу на 38,79 % та 43,85 % відповідно. Дослідження гепатопанкреасу мармурових раків показали достовірні зміни у гістологічній структурі тканини. Важкі метали впливали на форму дольок гепатопанкреасу та величину просвіту залози. Іони цинку та кадмію викликали деформацію залозистих відділів залози і вивідних протоків. Розміри адипоцитів коливалися в широкому діапазоні від 215 мкм² до 2178 мкм², у середньому, сягали 872–994 мкм². Для дослідних груп з нікелем та марганцем відмічали достовірне зменшення площі клітин в 2,1 рази та 2,8 рази відповідно. У досліді зі свинцем спостерігали збільшення площі адипоцитів у 1,31 рази. Для інших металів достовірної різниці між розмірами клітин під впливом важких металів не виявили.

Гемолімфа. Дослідження гемолімфи мармурових раків показало, що за умов впливу іонів Pb^{2+} відмічали достовірне збільшення площі бластів (в 1,4 рази). У контрольній групі мармурових раків площа бластів становила $110,52 \pm 27,49$ μm^2 , після дії іонів Pb^{2+} їх площа сягала $156,36 \pm 47,95$ μm^2 . Площа круглих гіаліноцитів у контролі та у досліді з Mn^{2+} суттєво не відрізнялася та становила 170 μm^2 , у досліді з Pb^{2+} клітини зменшилися у 1,1 рази, а у досліді з Ni^{2+} у 1,7 рази. На відміну від площі бластів, отримані дані показують, що площа круглих гіаліноцитів у контрольній групі та у групі з додаванням Mn^{2+} суттєво не відрізнялася і становила у контрольній групі – $170,63 \pm 32,46$ μm^2 , за дії Mn^{2+} – $170,82 \pm 48,79$ μm^2 . За умов дії Pb^{2+} клітини зменшилися у 1,1 рази і становили $154,64 \pm 71,92$ μm^2 . Експериментальні дані показують, що саме вплив Ni^{2+} призводив до найбільшого зменшення площі круглих гіаліноцитів (у 1,7 рази) і за умов дії даного металу площа клітин становила $96,29 \pm 17,46$ μm^2 .

Ферментативна активність. За результатами досліджень встановлено, що при дії Mn^{2+} та Ni^{2+} у тканинах м'язів мармурового рака активність лактатдегідрогенази (ЛДГ) зросла на 29,6 % та 32,3 % відносно контрольних груп. У контрольній групі активність ЛДГ зазначено на рівні $48,04 \pm 4,03$ НАДН/мг. За дії марганцю Mn^{2+} встановлено збільшення активності лактатдегідрогенази до $67,23 \pm 5,69$ НАДН/мг, за дії Ni^{2+} – до $69,84 \pm 2,1$ НАДН/мг. При дії Pb^{2+} також відзначено не вірогідні на 15,6 % зміни активності ферменту. Активність ЛДГ за дії Pb^{2+} зазначено на рівні $56,23 \pm 4,46$ НАДН/мг.

Визначення кількості сукцинатдегідрогенази показали, що за дії Mn^{2+} , Pb^{2+} та Ni^{2+} відбувається зниження активності ферменту відповідно у 2,5, 4,3 та 2,8 рази порівняно з контролем. Вміст СДГ у контрольній групі встановлено на рівні $1,89 \pm 0,1$ нмоль сукцинату/мг протеїну. За дії марганцю відбувається зниження активності ферменту до $0,75 \pm 0,095$ нмоль сукцинату/мг протеїну, за дії свинцю – до $0,43 \pm 0,05$ нмоль сукцинату/мг протеїну, за дії нікелю – до $0,67 \pm 0,06$ нмоль сукцинату/мг протеїну.

Вплив Ni^{2+} та Mn^{2+} викликали протилежну картину зміни активності лужної фосфатази. Це могло викликати посилення процесів фосфорилування для забезпечення нормального процесу росту та проліферації клітин в умовах їх інтоксикації. За дії досліджуваної концентрації Pb^{2+} у м'язах рака виявлено зниження активності ферменту на 22,1 % порівняно з контрольною групою. У контрольній групі активність лужної фосфатази у м'язових тканинах мармурового рака зазначено на рівні $45,56 \pm 4,21$ нмоль/г протеїн*сек, за дії Pb^{2+} активність ферменту зменшилася до $35,9 \pm 2,3$ нмоль/г протеїн*сек. За дії іонів нікелю ($p \leq 0,05$) та марганцю ($p \geq 0,05$) встановлено зростання активності досліджуваного ферменту на 14,1 % та 45,8 % відповідно. Активність лужної фосфатази за умов дії іонів Ni^{2+} зазначено на рівні $53,65 \pm 4,76$ нмоль/г протеїн*сек, за дії Mn^{2+} – $82,4 \pm 9,53$ нмоль/г протеїн*сек.

Загальний вміст білків у контрольній групі встановлено на рівні $156,08 \pm 8,4$ мг/г тканини. За умов дії Mn^{2+} зазначено зменшення рівня загального вмісту білків до $106,65 \pm 3,81$ мг/г тканини, Pb^{2+} – до $132,3 \pm 5,92$ мг/г тканини, Ni^{2+} – $88,9 \pm 4,7$ мг/г тканини. Зміни активності ферментів також відобразились на загальному вмісті білків. Так, за дії іонів Pb^{2+} , Mn^{2+} та Ni^{2+} встановлено зниження загального вмісту білків на 16,3 %, 32,7 % та 44,1 % відповідно. Суттєве зниження загального вмісту білків за дії досліджуваної концентрації Ni^{2+} можливо пов'язане зі значним ураженням органів цим важким металом. Загалом дія токсикантів могла викликати катаболізм білків, які у процесі розпаду до амінокислот використовувались на енергетичні потреби у процесах детоксикації тканин. Також слід зауважити, що значне використання білка у енергетичному обміні могло викликати обводнення тканин рака. Це свого роду результати виснаження внаслідок негативної дії токсичних сполук на тканинний гомеостаз.

Вплив температурного чинника на вміст гліального фібрилярного кислого білка гангліїв. Результати дослідження загального вмісту білків показують, що достовірних змін не виявлено за умов температурного навантаження на мармурових раків *P. virginalis*. Результати імуноблотингу вказують на не значний вміст гліального фібрилярного кислого білку у контрольній групі, та суттєве збільшення його вмісту у гангліях групи тварин, що знаходилися у акваріумі з пониженою температурою води +9°C. Це може свідчити про те, що низька температура води провокує гліоз та індукує експресію ГФКБ. Підвищення температури води також супроводжується збільшенням вмісту гліального фібрилярного кислого білку у гангліях, але не на стільки суттєво, як це спостерігалось у групі мармурових раків з холодною водою. Крім того, результати імуноблотингу вказують на появу низькомолекулярних поліпептидних фрагментів інтактного ГФКБ 49 кДа за умов впливу дії низької температури. Вірогідно, що експресія гліального фібрилярного кислого білка може залежати від дії стрес-факторів.

Таким чином, проведені дослідження вказують на широкий діапазон адаптаційних можливостей мармурових раків до чинників водного середовища, що дозволяє виду пристосовуватися до нових умов існування та поширювати свій ареал в континентальних водоймах.

УДК 551.331.1:574.2:591.525(639.3.036591.133.1)

В.М. МАРЦЕНЮК, М.В. ПРИЧЕПА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ЗМІНА ВМІСТУ БІЛКІВ ТА ГЛІКОГЕНУ У ТКАНИНАХ РИБ В УМОВАХ НАДМІРНОГО АНТРОПОГЕННОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМИ

Відомо, що зростання рівня урбанізації неминуче призводить до збільшення антропогенного впливу на водойми. Це на сьогодні є глобальною проблемою, яка виникла внаслідок нагромадження значної кількості промислових та комунально-побутових відходів. У подальшому вони потрапляють до водойм, зокрема розташованих у межах мегаполісів. Яскравим прикладом негативної дії зазначених чинників можуть слугувати водойми міста Києва, значна частка яких зазнає антропогенного навантаження. Більша частина хімічних речовин, що надходять у водойми із стічними водами та атмосферними опадами, є токсичними для гідробіонтів. Надлишок одних речовин у природному середовищі або наявність інших призводить до зміни екологічного стану водойми, що неминуче впливає на якісний та кількісний склад біоти. Це може відобразитись на таких важливих показниках як біорізноманіття та продуктивність водойм. Також встановлено, що вплив різноманітних токсикантів на водні екосистеми має комплексний характер, а роль окремих компонентів не завжди можна виділити і оцінити. Окрім цього, відомо, що ступінь токсичності для організмів змінюється протягом року залежно від поведінки риб та їх фізіологічного стану у різні пори року. За таких умов у гідробіонтів формуються компенсаторні механізми у відповідь на дію токсикантів різної хімічної природи, що відображається, в першу чергу, у зміні активності метаболічних процесів. Це визначає чисельність, віковий, статевий склад угруповань риб та їх здатність до відтворення. Якість водного середовища визначається наявністю різного роду токсикантів у воді, донних відкладах та організмах гідробіонтів. Хімічні методи вимірювання кількості ксенобіотиків дозволяють встановити лише їх відповідність існуючим нормам, проте реальний біологічний ефект мало враховується. У зв'язку з цим виникає необхідність у розробці достовірних методів та критеріїв екологічної оцінки водойм, а також токсикологічного контролю за їх станом. Одними з таких критеріїв можуть бути зміни біохімічних

показників водних тварин, зокрема вмісту білка та глікогену у тканинах. Риби (хижаки та бентофаги), які завдяки особливостям фізіології володіють здатністю інтегрувати в собі негативний вплив чинників природного та антропогенного походження, є чудовими модельними об'єктами для проведення досліджень такого типу.

Виходячи із вищесказаного, метою дослідження було встановити у весняний, літній та осінній періоди динаміку вмісту білків та глікогену у тканинах риб за впливу надмірного антропогенного забруднення водойм та можливість використання цих показників для оцінки екологічного стану водойми.

Для досліджень було обрано два озера, що розміщені у м. Києві, які характеризуються різними гідрохімічними та токсикологічними особливостями. Цими водоймами були оз. Кирилівське (Опечень верхнє) – водойма із системи озер Опечень (як забруднена водойма) та оз. Бабине, що знаходиться на Трухановому острові (відносно чисте озеро, контроль). Відлов риб здійснювали весною (квітень), влітку (липень) та восени (жовтень) гачковими знаряддями лову. Об'єктами дослідження були окунь річковий *Perca fluviatilis* L. та плітка звичайна *Rutilus rutilus* L. Зазначені види є характерними представниками іхтіоценозів зазначених озер. У риб відбирали тканини зябер, печінки та м'язів та в подальшому їх гомогенізували. У лабораторних умовах спектрофотометрично визначали вміст білків у м'язах, печінці та зябрах за методом Лоурі. Вміст глікогену у печінці – за допомогою антронового реактиву на концентраційному фотоелектрокалориметрі КФК-2МП, вимірюючи інтенсивність забарвлення, отриманого в результаті реакції. Вміст розчиненого кисню у воді визначали методом Вінклера, водневого показника (рН) за допомогою рН-метра РН-009 (1), загальної мінералізації води – TDS-метра IDS-2, температури – ртутним лабораторним термометром із ціною поділки 0,1°C. Вміст окремих йонів, токсичних сполук у воді було взято з літературних джерел та даних санепідемстанції. Вміст металів (Zn, Cd, Pb, Co, Ni, Fe, Mn, Mg, Ca, Na, K, Cu) у дослідних водоймах вимірювали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 із використанням відповідних стандартів після концентрування відібраних зразків води шляхом випарювання.

Статистичну обробку даних проводили з використанням програм Statistica 10.0 та програми Excel із пакету Microsoft Office.

Оз. Кирилівське (Опечень II) – водойма-приймач стоків міської дренажної системи, що знаходиться в південно-західній частині масиву Оболонь (Київ). Із поверхневими стоками з промислових майданчиків, а також з прилеглих територій міської забудови і автошляхів до нього потрапляє велика кількість забруднюючих речовин. Загальна мінералізація у квітні коливалась в межах 520–640 мг/дм³, температура води 12,5–17,2°C, вміст розчиненого кисню 6,5–10,0 мг/дм³. У липні мінералізація становила 520–573 мг/дм³, температура води коливалась у межах 25,6–28,2°C, вміст розчиненого кисню – 8,9–16,8 мгО/дм³. У жовтні температура води в середньому 11,3°C.

Згідно отриманих даних санепідемстанції та літературних джерел зазначена водойма підлягає антропогенному навантаженню з боку району м. Києва Куренівки через колекторну систему та р. Сирець. Саме вони є транзитними водотоками, які з різною інтенсивністю та залежно від сезону року, активності промислових цехів забруднюють озеро токсикантами різної хімічної природи. Окрім цього, враховуючи великі глибини озера, а також низький рівень водообміну, відбувається накопичення у нижніх прошарках ґрунту різних сполук, зокрема алюмінію, заліза, мангану, цинку та біогенних елементів. Також необхідно враховувати опосередковану дію окремих сполук на фізіологічний статус водяних тварин. В оз. Кирилівське із хімічних цехів Куренівської промислової зони надходить значна кількість забруднюючих вод, що містять у своєму складі сульфати, які накопичуються у водоймі. Останні в результаті хімічних перетворень можуть впливати на вміст сірководню у придонних шарах води.

В окремі роки вміст зазначених сполук може перевищувати фонові рівні (100-137 мг/дм³). Особливості конфігурації озера Кирилівське, зокрема його глибоководність та географічне розташування сприяють накопиченню у донних відкладах токсикантів, що надходять із прилеглих територій міської забудови і автошляхів. Внаслідок надмірної евтрофікації погіршується санітарний стан водойми. У придонних горизонтах відбувається зниження вмісту розчиненого кисню до 0–0,9 мг/дм³. За таких умов формуються анаеробні зони. Це посилює міграційну здатність деяких металів, зокрема мангану. Також встановлено вищі за фоновий рівень концентрації важких металів: цинку, нікелю, міді та нафтопродуктів.

Оз. Бабине – ізольована водойма, яка фактично не підлягає антропогенному впливу через певну віддаленість від міста. Загальна мінералізація води у квітні становила 250 мг/дм³, температура води коливалась у межах 10–13°C, вміст розчиненого кисню становив 8–12 мг/дм³, у липні аналогічні показники становили: 281,2 мг/дм³, 22,1–24,0°C, 8–11 мг/дм³. У жовтні температура сягала 10,12 °C, вміст розчиненого кисню становив – 8,05 мг/дм³.

За результатами чисельних досліджень, проведених на оз. Бабиному встановлено, що за гідрохімічними та мікробіологічними показниками водойма не зазнає помітного антропогенного впливу. Дослідження зміни угруповань фітопланктону, макрофітів та особливостей паразитоценозів засвідчили наявність у водоймі мало порушених природних комплексів. Це, зокрема виражається у несуттєвих коливаннях рівня токсикантів (нікель, манган, мідь, нафтопродукти), а також рівномірним розподілом біогенних сполук між поверхневим і придонним горизонтами.

В результаті досліджень було встановлено, що інтенсивність біосинтетичних процесів у тканинах досліджуваних видів риб характеризується сезонною залежністю. Часто інтенсифікацію процесів синтезу білка в печінці риб у переднерестовий період пов'язують із ростом генеративної тканини (дозріванням гонад). У печінці окуня з оз. Кирилівське у весняний період зафіксовано найменший порівняно з іншими сезонами вміст білків. Це підтверджує, що переднерестовий період характеризується активізацією обмінних процесів у риб, що виражається у різкому посиленні витрат запасних енергетичних сполук, а саме залученні білків в енергетичний обмін. Також відповідна величина цього показника може бути спричинена ускладненими умовами зимівлі (перепадами кисневого режиму у комплексі із надходженням токсикантів різної природи). Не виключено, що надмірне антропогенне навантаження на оз. Кирилівське могло спричинити зміну синтезу та перерозподілу енергоємних сполук між тканинами у риб. Внаслідок цього значна кількість білків, як альтернативного «джерела енергії», використовувалось на адаптивні реакції риб щодо дії несприятливого чинника. Це могло відобразитись на нормальному проходженні нересту, що підтверджується значною кількістю нерезорбованої ікри у гонадах окуня (візуальний огляд). Кінцевим результатом цього може бути загальне виснаження організму окуня, що виражається у низькому вмісті білка в його печінці.

У печінці плітки із оз. Кирилівське у всі досліджені сезони вміст білків кількісно менший, ніж у відповідного виду із оз. Бабине, що може бути наслідком активного включення цих субстратів у процеси детоксикації організму. Враховуючи, що ці реакції потребують значної кількості енергетичних ресурсів організму, то вірогідно це могло спричинити підвищене використання білків. Окрім цього зміна вмісту білків у печінці плітки може бути пов'язана з одним із гідроекологічних чинників зазначеного озера, а саме підвищеним вмістом важких металів (міді, нікелю, мангану, цинку). Відомо, що інтенсивне накопичення цих металів в організмі риб викликає деякі порушення в метаболізмі пластичних сполук. До того ж встановлено, що деякі важкі метали здатні викликати функціональні зміни в органах кровотворення і розмноження. Внаслідок цього може відбуватись деяке пригнічення процесів гемопоезу та гаметогенезу.

У м'язах риб з обох досліджуваних озер за вмістом білків сезоннозалежної закономірності не виявлено. Можна лише відмітити восени підвищений вміст білків у білих м'язах окуня із оз. Кирилівське, що може вказувати на пригнічення катаболізму білка у період підготовки до зимівлі.

Досліджено також вміст глікогену у печінці зазначених риб, враховуючи міжсезонну динаміку. Варто відмітити, що вміст глікогену у печінці плітки із оз. Бабине у весняний період вірогідно ($P \leq 0,05$) вищий у 2,81 раза щодо плітки із оз. Кирилівське. Відповідна величина цього показника у риб із оз. Бабиного може свідчити про накопичення глікогену організмом плітки у переднерестовий період. У плітки з оз. Кирилівське спостерігається накопичення глікогену у печінці з весни до осені. Додатково було досліджено вміст глюкози у плазмі крові цих же риб. Було показано, що вміст цього вуглеводу у плітки із оз. Кирилівське весною нижчий, ніж влітку, що позитивно корелює із вмістом глікогену у печінці. Враховуючи, що вміст білків у печінці плітки весною нижчий, порівняно з літом, то можна припустити, що процеси глюконеогенезу в даного виду домінували над процесами глікогенолізу (тобто глюкоза більшою мірою утворювалася із амінокислот). Це може свідчити на користь того, що в печінці плітки, як реофільно-лімнофільного виду, активно використовуються білкові субстрати за нагальної необхідності, зокрема при перепадах кисневого режиму у придонних шарах води та можливому надходженні токсикантів до тканин організм.

У плітки з оз. Бабине спостерігається обернена закономірність щодо вмісту глюкози та глікогену, що може вказувати на активний перебіг глікогенолізу.

Щодо окуня із оз. Кирилівське, то найвищий вміст глікогену у його печінці зафіксовано влітку (96 мг/г). У відповідного виду із оз. Бабине найвищий вміст цього субстрату встановлено також влітку, а саме 122 мг/г, що вище за рівень у весняних та осінніх екземплярів у 1,96 та 1,41 раза відповідно.

Результати досліджень засвідчили, що у печінці окуня та плітки із оз. Кирилівське вміст глікогену нижчий, ніж у особин з контрольного озера. Відмінності між видами стосуються лише кількісних змін глікогену. Це свідчить на користь активного включення зазначеної енергомісткої сполуки в адаптивні реакції, спрямовані на протидію агресивного впливу наявних у воді токсичних сполук. Аналогічні зміни відзначені й для вмісту білків у тканинах плітки та окуня. Отримані результати щодо зміни величини зазначених показників можуть бути використані при проведенні біомоніторингу природних угруповань зазначених видів для оцінки їх фізіологічного стану в умовах урбанізації і глобальних змін клімату.

УДК 574.5:[581.17:582.263:612.392.2]

В.О. МЕДВЕДЬ, З.Н. ГОРБУНОВА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

РОСТОВІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ДЕЯКИХ ВИДІВ *CYANOPROKARYOTA*, *CHLOROPHYTA* ТА *EUGLENOPHYTA* В УМОВАХ РОСТУ ПРИ ВИСОКИХ КОНЦЕНТРАЦІЯХ АМОНІЙНОГО АЗОТУ

Фізіологічні характеристики мікрободоростей значною мірою визначаються біогенним забезпеченням клітин, у тому числі вмістом і формою азоту (нітратний, нітритний, амонійний) у середовищі їхнього росту. Різнобічний вплив неорганічних сполук азоту продемонстровано на різних видах нижчих фототрофів (Клоченко и др., 1996; Клоченко и др., 1998; Клоченко и др., 2000; Клоченко и др., 2001; Медведь, 1990; Медведь, 1999; Незбрицкая и др., 2018). Амонійна форма азоту, в порівнянні з нітратною, є більш доступною, оскільки азот в амонійних солях перебуває у

відновленій формі та не вимагає додаткової енергії для включення в азотний обмін рослинних клітин. Однак надмірна концентрація амонію є для них токсичною і може призвести до загибелі. Тому вивчення впливу підвищених концентрацій амонійного азоту не втрачає актуальності. Метою роботи було виявлення особливостей росту представників Cyanoprokaryota, Chlorophyta та Euglenophyta при екстремальних концентраціях амонійного азоту в середовищі.

У модельних дослідах були використані культури водоростей, які часто зустрічаються в обростаннях органічних та неорганічних субстратів, а саме Cyanoprokaryota – *Anabaena hassalii* Wi Hrock ex Lemmerm., *A. cylindrica* Lemmerm. HPDP-1, *Phormidium autumnale* f. *uncinata* (Ag.) Kondrat. HPDP-18, Chlorophyta – *Scenedesmus obtusus* (W. et G. S. West) Tzar. IBASU-A 310, *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew. IBASU-A 277, *Oocystis marsonii* Lemmerm., Euglenophyta – *Euglena gracilis* Klebs HPDP-114. Культури представників Cyanoprokaryota та Chlorophyta вирощували на середовищі Фітцджеральда (Методы..., 1975) з додаванням амонійного азоту в кількості 100, 200 та 300 мг/дм³. Контролем слугував варіант досліду без додаткового амонійного азоту. Евгленову водорість вирощували на відповідному середовищі [Культивирование..., 1983], в яке додавали 100 та 200 мг/дм³ N-NH₄. Контролем в цьому випадку було поживне середовище, яке містило 80 мг/дм³ амонійного азоту. Тривалість вирощування представників Cyanoprokaryota та Chlorophyta становила 60 діб, а *Euglena gracilis* – 25 діб, з огляду на те, що вона швидше проходить фази росту і вже на 29-у добу культивування її суха маса зменшується майже в 6 разів у порівнянні з показниками на 10-у добу (Курейшевич и др., 2016).

Наші спостереження засвідчили, що представники Cyanoprokaryota характеризуються значною чутливістю до екстремально високих концентрацій амонійного азоту у водному середовищі. Так, у *Anabaena hassalii* накопичення біомаси в усіх варіантах досліду спостерігалось тільки протягом перших 25 діб, після чого відбувалося пригнічення росту. Найбільша його швидкість (0,150 доба⁻¹) відмічена за концентрації амонійного азоту 100 та 200 мг N/дм³. Кількість сухої маси на 25-у добу в даних умовах збільшилась відповідно в 4,8 та 5,0 разів порівняно з першою добою. У *Phormidium autumnale* f. *uncinata* найбільша швидкість росту (0,310 доба⁻¹) протягом перших 25 діб спостерігалася за концентрації амонійного азоту 200 мг N/дм³. Кількість сухої маси за цей час порівняно з початком експерименту збільшилась у 8,7 разів. При концентрації амонійного азоту 300 мг N/дм³ приріст сухої маси спостерігався тільки протягом перших 15 діб (збільшення у 7,7 рази). У *Anabaena cylindrica*, на відміну від *A. hassalii* та *Phormidium autumnale* f. *uncinata*, у варіантах з концентрацією амонійного азоту 100 і 200 мг N/дм³ відмічалось помітне пригнічення ростових процесів (0,016 та 0,010 доба⁻¹), а за концентрації 300 мг N/дм³ – загибель культури.

У представників Chlorophyta *Scenedesmus obtusus* та *Desmodesmus communis* при високих концентраціях амонійного азоту відбувалося поступове збільшення біомаси протягом усіх 60 діб. Варто відзначити, що величини швидкості росту та збільшення сухої маси в усіх варіантах досліду характеризувалися близькими величинами. При цьому найбільша швидкість росту (0,163 доба⁻¹ у *Scenedesmus obtusus* та 0,175 доба⁻¹ у *Desmodesmus communis*) зареєстрована за концентрації амонійного азоту 100 мг N/дм³. Кількість сухої маси на 60-у добу в даних умовах збільшилась у першій культурі у 10,8 разів, а у другій у 11,1 разів порівняно з 1-ю добою. У *Oocystis marssonii* накопичення біомаси протягом всього досліду найбільш помітним було у варіанті з концентрацією амонійного азоту 100 мг N/дм³. Найбільша швидкість його росту досягла 0,170 доба⁻¹, на 60-у добу, суха маса збільшилась в 10,3 рази порівняно з 1-ою добою. У варіанті з 200 N/дм³ зафіксовано помітне пригнічення росту культури (приріст біомаси у 3,3 рази), а за концентрації 300 мг N/дм³ ріст водорості спостерігався тільки протягом перших 5 діб.

У евгленової водорості *Euglena gracilis* приріст сухої маси протягом експерименту був суттєво вищим, ніж у досліджених видів Cyanoprokaryota й Chlorophyta. Так, суха маса на 30-у добу в варіантах з концентрацією амонійного азоту 80, 200 і 300 мг N/дм³ збільшилась відповідно у 112, 114 і 110 разів порівняно з 1-ою добою. Швидкість росту в усіх варіантах досліду становила 3,8 доба⁻¹.

Таким чином, водорості із різних систематичних груп характеризуються специфічністю відгуку на екстремальні концентрації амонійного азоту, навіть в межах одного відділу. Серед досліджених нами видів найбільш толерантними до дії цього чинника виявилися евгленова (*Euglena gracilis*) і зелені (*Scenedesmus obtusus* та *Desmodesmus communis*), а найбільш чутливими – синьозелені водорості (*Phormidium autumnale* f. *uncinata* та *Anabaena cylindrica*). В умовах високих концентрацій амонійного азоту інтенсивність накопичення біомаси культур зменшувалась в ряді: *Euglena gracilis* → *Scenedesmus obtusus* → *Desmodesmus communis* → *Oocystis marssonii* → *Anabaena hassalii* → *Phormidium autumnale* f. *uncinata* → *Anabaena cylindrica*, що узгоджується з висновками інших дослідників (Незбрицкая и др., 2018).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Клоченко П.Д., Борисова Е.В., Медведь В.А., Царенко П.М., Горбунова З.Н. Трансформация мочевины в процессе роста некоторых синезеленых (Cyanoprokaryota) и зеленых (Chlorophyta, Chlorococcales) водорослей // Альгология. – 2001. – Т. 11, № 3. – С. 316–326.

Клоченко П.Д., Медведь В.А. Динамика содержания неорганических соединений азота и хлорофилла *a* в водотоках бассейна Дніпра // Гидробиол. журн. – 1997. – Т. 33, № 2. – С.56–67

Клоченко П.Д., Медведь В.А. Некоторые особенности динамики содержания хлорофилла *a* и неорганических соединений азота в среде в период вегетации водорослей // Гидробиол. журн. – 1996. – Т. 32, № 2. – С.48–53.

Клоченко П.Д., Медведь В.А. Трансформация азотсодержащих удобрений в процессе роста некоторых зеленых и синезеленых водорослей // Гидробиол. журн. – 1992. – Т. 28, № 6. – С.56–60.

Культивирование коллекционных штаммов водорослей / под ред. проф. Б.В. Громова. – Л., 1983. – 152 с.

Курейшевич А.В., Медведь В.А., Потрохов А.С., Зиньковский О.Г., Незбрицкая И.Н., Горбунова З.Н. Функционирование *Euglena gracilis* в условиях воздействия биологически активных веществ фенольной природы // Гидробиол. журн. – 2016. – Т. 52, № 2. – С. 71–82.

Медведь В.А. Влияние азотсодержащих соединений воды на пигментные характеристики фитопланктона: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – К., 1990. – 18 с.

Медведь В.А. Связь между хлорофиллом *a* фитопланктона и содержанием соединений азота в воде днепровских водохранилищ // Гидробиол. журн. – 1997. – Т. 33, №1. – С.69–75.

Методы физиолого-биохимического исследования водорослей в гидробиологической практике / Л.А. Сиренко, А.И. Сакевич, Л.Ф. Осипов и др. – К.: Наук. думка, 1975. – 247 с.

Незбрицкая И.Н., Курейшевич А.В., Яровой А.А., Потрохов А.С., Зиньковский О.Г. Особенности влияния высоких концентраций аммонийного азота на функционирование некоторых видов Cyanoprokaryota, Chlorophyta и Euglenophyta // Гидробиол. журн. – 2018. – Т. 54, № 6. – С.73–87.

ВПЛИВ ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН ТА ФОСФАТІВ НА АКТИВНІСТЬ ФЕРМЕНТІВ СИСТЕМИ АНТИОКСИДАНТНОГО ЗАХИСТУ В ТКАНИНАХ КОРОПА ЛУСКАТОГО

Одним із визначальних антропогенних чинників, що порушують функціонування біологічних систем є забруднення середовища поверхнево-активними речовинами (ПАР) та фосфатами. Надмірне використання синтетичних миючих засобів спричинює високий рівень вмісту фосфатів в господарсько-побутових стічних водах, що є проблемою не тільки сьогодення, а й останнього десятиліття. Основним джерелом потрапляння фосфатів у стоки є побутовий сектор і різні галузі промисловості, в яких широко застосовується безліч видів синтетичних миючих засобів (Шпякіна, 2016). Поверхнево-активні речовини сприяють інтенсивнішій міграції і транслокації хімічних забруднювачів (важких металів, мінеральних добрив, пестицидів), впливають на токсичність інших хімічних сполук, мають сенсibiliзуючі властивості, спільно з іншими хімічними речовинами навколишнього середовища можуть змінювати імунобіологічний статус організму гідробіонтів (Грабовська, 2006).

Дослідження змін у функціональному стані антиоксидантної системи та інтенсивності процесів, що пов'язані з активними формами кисню, проводились нами раніше (Symonova, Mekhed, Kurchuk, Tretyak, 2018; Симонова, Маковийчук, Мехед, Коваль, 2019). Надмірна інтенсифікація процесів вільнорадикального окислення за участю АФК призводить до посилення пероксидного окислення ліпідів, модифікації молекул протеїнів і нуклеїнових кислот. Найвні в літературі роботи про перекисні процеси, активність ферментів антиоксидантної системи за дії токсикантів не включають вивчення впливу на ПОЛ поверхнево-активних речовин, зокрема синтетичних миючих засобів. В той же час рівень активності системи антиоксидантного захисту в організмі тварин під впливом чинників ендogenous та екзогенного характеру може виступати важливим фактором адаптації до змін навколишнього середовища (Грабовська, 2006).

Метою роботи було дослідити вплив синтетичних миючих засобів та фосфатів на активність роботи системи антиоксидантного захисту в тканинах коропа лускатого (білі м'язи, печінка).

Об'єктом дослідження слугував короп (*Cyprinus carpio L.*). Риб відбирали з природної водойми (зимувальний ставок ВАТ «Чернігіврибгосп»). Протягом усього періоду досліджень контролювався гідрохімічний режим води. Вміст кисню коливався у межах 9,6-12,5 мг/дм³; рН – 7,4-8,4; вміст аміаку – 0,014 мг/дм³. Вказані умови не викликали розвитку в організм коропа гіпоксії, гіперкапнії, гіпотермії. За даними іхтіопатологічних спостережень риб нашкірних збудників паразитичних хвороб не виявлено. Стрічкових паразитів також не зафіксовано. Досліди з вивчення впливу токсикантів проводили в 200-літрових акваріумах з відстояною водопровідною водою, в які рибу розміщували з розрахунку 1 екземпляр на 40 дм³ води. Температуру витримували близькою до природної. Дослідження проводили протягом листопада 2017 - жовтня 2018 року. Маса риб коливалась в межах 160-210 г.

Концентрацію досліджуваних речовин, що відповідає 2 ГДК створювали шляхом внесення розрахункових кількостей лаурилвмісного синтетичного миючого засобу, натрій фосфату. Після встановленого часу впливу токсикантів тварини були декапітовані з додержанням вимог Міжнародних принципів Гельсінської декларації про гуманне ставлення до тварин.

Визначення активності глутатіонредуктази засноване на вимірюванні швидкості окислення NADPH, яка реєструється спектрофотометрично по зменшенню оптичної густини при довжині хвилі 340 нм (Особа, 2008). Активність каталази виражали каталазним числом – кількістю мг гідроген пероксиду, яке може розкласти 1 мкг гомогенату. Для визначення активності супероксиддисмутази (СОД) оптичну густину реєстрували при 540 нм. Результат розраховували в питомих одиницях активності ферменту на 1 мг білка (Костюк, 1990) у модифікації (Доценко, 2010). Статистична обробка результатів здійснювалась за загальними стандартами з використанням програми “Excel” з пакету “Microsoft Office–2003”.

За результатами проведеного дослідження печінки та білих м'язів коропа, було встановлено, що під дією лаурилсульфатвмісної ПАР активність СОД в печінці збільшилась на в півтора рази у порівнянні з контролем, а в білих м'язах спостерігаємо незначне підвищення активності на 8,2 %. Аналізуючи відповідь каталази на дію лаурилсульфатвмісної ПАР, було відмічено, що в печінці активність ферменту збільшилась на 22,1%, а в білих м'язах зміни показника сягають майже 30% у порівнянні з контролем. При аналізі активності роботи глутатіонпероксидази, спостерігаємо тенденцію до підвищення активності ензиму в печінці на 20, 00% та 26,50% у білих м'язах у порівнянні з контрольною групою.

Таким чином, в тканинах печінки відбуваються зміни активності всіх трьох досліджуваних ензимів, найбільша активація спостерігається у СОД (до 50% у порівнянні з контролем). У свою чергу ферменти білих м'язів проявляють тенденцію до збільшення активності порівнюючи з контролем. У ході дослідження впливу натрій фосфату в концентрації 2 ГДК на активність ферменту СОД тканин печінки та білих м'язів отримані такі результати: активність СОД у порівнянні з контролем в печінці збільшилась у півтора рази, а в білих м'язах лише на 13,74%. Аналогічні дані одержані при впливі фосфату на активність каталази в тканинах печінки - встановлено, що відбувається її підвищення майже у 1,25 рази порівнюючи з контролем. Таким чином, ПАР активує каталазу у більшому ступені, ніж підвищений вміст фосфатів у середовищі існування коропів.

Було встановлено зміну активності глутатіонпероксидази в тканинах печінки. Активність ферменту збільшилась на 23,10% порівняно з контролем, також відбулось збільшення активності ферменту за дії фосфату у білих м'язах коропа (становить 24,58% порівняно з даними риб контрольної групи).

Таким чином, наявність багатоступеневої АОС захисту клітини, яка склалася в ході філогенетичного розвитку, зумовлює складність причино-наслідкових відносин між біохімічними процесами і направлена, в першу чергу, на збереження оптимального метаболічного балансу клітини. Зростання ПОЛ значною мірою нівелюється підвищенням активності ланок АОС, компенсаційні можливості якої значні, хоча й відзначається дисбаланс між окремими її ланками.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Грабовська С.С., Каплінський О.Р. Біологічний вплив поверхнево-активних речовин на живий організм // Біологія тварин. - 2006. - 8, №1/2. - С.63-71

Доценко О.И. Мищенко А.М. Активность супероксиддисмутазы и каталазы в эритроцитах и некоторых тканях мышей в условиях низкочастотной вибрации // Физика живого.- 2010. - Т.18, №1 - С.107-113.

Костюк В.А. Потапович А.И., Ковалева Ж.В. Простой и чувствительный метод определения активности супероксиддисмутазы, основанный на реакции окисления кверцетина. // Вопр.мед.химии. - 1990. - №2. - С.88–91.

Особа І.А. Тарасюк С.І., Грициняк І.І. Дослідження стану системи антиоксидантного захисту та перебігу процесів вільно-радикального окислення в

організмі коропа та його гібридних груп // Вісник аграрної науки Причорномор'я. - 2008. - Вип. 3(46). - С. 169-174.

Симонова Н. А., Маковийчук Т. В., Мехед О. Б., Коваль В. А. Содержание малонового диальдегида в тканях карпа в условиях воздействия поверхностно-активных веществ // Животноводство и ветеринарная медицина, 2019. - №1. – С.33 – 39.

Шпякіна А. Вплив забруднення водою фосфатами на навколишнє середовище та здоров'я людини (електронний ресурс). – Режим доступу: http://econf.at.ua/publ/konferencija_2016_05_19_20/sekcija_2_biologichni_nauki/vpliv_zabrudnennja_vodojm_fosfatami_na_navkolishne_seredovishhe_ta_zdorov_ja_ljudini/44-1-0-975

Symonova N.A., Mekhed O.B., Kupchyk O.Y., Tretyak O.P. Toxicants in the degradation of lipids in the organism scaly carp // Ukrainian Journal of Ecology. – 2018. - Volume 8.- № 4. – P. 6-10

УДК 594.38: 577.115

Л.В. МУЗИКА, Г.Є. КИРИЧУК

Житомирський державний університет імені Івана Франка,

Велика Бердичівська, 40, Житомир 10008, Україна

ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ ТРИАЦИЛГЛІЦЕРОЛІВ В ОРГАНІЗМІ *LYMNAEA STAGNALIS*

Показники ліпідного обміну гідробіонтів є однією з найважливіших характеристик фізіолого-біохімічної індикації стану цих організмів і їх популяцій при зміні чинників водного середовища, адже завдяки своїй гетерогенності вони відіграють важливу роль у розвитку адаптивної відповіді водних тварин до змін умов існування. Окрім цього, триацилгліцероли (ТАГ) в організмі молюсків є фундаментальним енергетичним резервом та використовуються протягом довгого періоду розвитку, забезпечуючи всі процеси життєдіяльності, оскільки за певних умов вони можуть швидко мобілізуватися із жирових депо, легко перетворюючись в інші сполуки та швидко включаючись у процеси обміну (Фокина и др., 2010).

Метою нашого дослідження стало не лише вивчення кількісних показників вмісту ТАГ у тканинах (органах) *Lymnaea stagnalis* у нормі, але й з'ясування динаміки вмісту цієї ліпідної фракції за дії трематодної інвазії. Адже паразитування партеногенетичних поколінь трематод в організмі молюсків роду *Lymnaea* призводить до глибоких гістопатологічних змін різних органів хазяїна та часто порушує його нормальну метаболічну активність, що спричиняє ослаблення організму молюска та втрату його лабільності, яка є необхідною для адаптації до видозміненого водного середовища (Shakarbaev et al., 2013).

Для дослідження використано 40 екз. однорозмірних молюсків *L. stagnalis* (Linnaeus, 1758), зібраних в серпні 2016 р. в р. Гнилоп'ять (м. Бердичів, Житомирська обл.). Для біохімічного аналізу у досліджуваних тварин відбирали гемолімфу, гепатопанкреас, мантию та ногу. Додатково з тканин гепатопанкреасу кожного молюска виготовляли тимчасові препарати на предмет виявлення в них трематодної інвазії. Визначення видової приналежності трематод проводили на живому матеріалі. Для дослідження відібрано *L. stagnalis*, заражених редіями та метацеркаріями *Echinoparyphium aconiatum* Dietz, 1909. Ліпіди екстрагували сумішшю хлороформ-метанол у співвідношенні 2:1 за методом Фолча (Folch et al., 1957). Кількість ТГА визначали біхроматним методом (Vaskovsky and Kastetsky, 1985) при довжині хвилі 615 нм. Отримані експериментальні дані опрацьовані методами варіаційної статистики з використанням t-критерію Стьюдента. Для оцінки достовірності зрушень використовували ступінь достовірності $p < 0,001 - 0,05$.

Експериментом встановлено, що вміст ТАГ в організмі неінвазованих ставковиків знаходиться на рівні 2,65 – 6,22 мг/г сирої тканини (органу). Для інвазованих особин показники виявилися дещо нижчими і склали 1,73 – 4,38 мг/г тканини (органу).

Щодо тканинно-органного розподілу, то для неінвазованих молюсків найвищі показники вмісту ТГА зафіксовано у метаболічно найактивніших органах – гепатопанкреасі та нозі. Так, вміст цих ліпідів в гепатопанкреасі перевищує такий в гемолімфі та мантиї в 2,13 та 2,16 рази відповідно ($p < 0,001$) та знаходиться в межах показників, встановлених для ноги. В організмі інвазованих *L. stagnalis* найвищими показниками вмісту ТАГ характеризується нога та мантия молюсків, найнижчими – гемолімфа. У гепатопанкреасі вміст досліджуваного класу ліпідів більший на 75,7% від такого у гемолімфі ($p < 0,001$) та на 26,47% і 25,78% менший у мантиї та нозі. Такий розподіл пояснюється тим, що гепатопанкреас є одним з основних органів, що виконують функцію запасання ліпідів, а також є місцем їх синтезу, розщеплення та використання (Васильєва и др., 2010). Саме ці метаболічні ресурси інтенсивно використовуються організмом молюсків за стресів різної природи, зокрема впливу трематодної інвазії.

З'ясовано, що за дії трематодної інвазії вмісту ТАГ зменшується: у гепатопанкреасі на 43,37% ($p < 0,001$), у нозі на 30,40% ($p < 0,001$) та на 31,26% ($p < 0,01$) у гемолімфі. Таке падіння значень досліджуваного показника за дії зазначеного біотичного чинника, ймовірно, пов'язана з різким зниженням в гепатопанкреасі запасів глікогену, внаслідок використання його паразитами для власних енергетичних потреб (Начева и Сумбаев, 2013). У зв'язку з цим ТАГ інтенсивно використовуються інвазованими молюсками як джерело енергії, оскільки відомо, що вони у складі загальних ліпідів заповнюють дефіцит енергетичних ресурсів організму тварини та при стресі витрачаються в першу чергу. У зв'язку з вище обумовленим і відмічено зниження резерву цих ліпідів в організмі інвазованих ставковиків. Зменшення кількісних показників вмісту ТАГ також може бути спричинене значними енерговитратами молюсків при протистоянні хазяїна паразиту, а також споживанням ТГА трематодами для власних енергетичних потреб, адже відомо, що паразити споживають суттєву частину запасних резервів хазяїна (McManus et al., 1975; Ткач и др., 2010.). Одночасно з цим зафіксовано статистично достовірне збільшення вмісту ТАГ у мантиї (на 66,02%, $p < 0,01$) *L. stagnalis*.

Оцінюючи отримані результати в цілому, відмічаємо, що модифікації кількісного вмісту ТГА в організмі досліджуваних молюсків виступають адаптивною відповіддю цих тварин, направленою на підтримку функціонування організму за дії несприятливих чинників, зокрема трематодної інвазії.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Васильєва О.Б., Лаврова В.В., Иешко Е.П., Немова Н.Н. Изменение липидного состава печени налима *Lota lota* (L.) при инвазии плероцеркоидами *Triaenophorus podulosus* // Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов Том I. Экологическая физиология и биохимия водных организмов: Сборник научных статей – Петрозаводск: КарНЦ РАН. – 2010. – С. 20–24.

Начева Л.Н. Микроморфологические изменения тканей моллюсков при развитии в них личинок трематод / Л.Н. Начева, Е.А. Сумбаев // Теория и практика паразитарных болезней животных. – 2013. – № 14. – С. 263–265.

Ткач П. Влияние гельминтной инвазии на липидный обмен бокоплавов Белого моря / П. Ткач, Р.У. Высоцкая, Е.С. Керц // Паразитология. – 2010. – 44, 2. – С 128 – 134.

Фокина Н.Н. Липидный состав мидий *Mytilus edulis* L. Белого моря. Влияние некоторых факторов среды обитания / Н.Н. Фокина, З.А. Нефедова, Н.Н. Немова. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2010. – 243 с.

Changes in the structure and functions of mollusc organs under the effect of *Orientobilharzia turkestanica* larvae / [U.A. Shakarbaev, A.S. Mingbaev, F.D. Akramova et al.] // *Vestnik zoologii*. – 2013. – 47(5). – P. 57 – 61;

Folch J.A. simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues / J. Folch, M. Lees, Stanley Sloante // *J Biol Chem*. – 1957. – May; 226(1). – P.497 – 509.

McManus D.P. Lipids in digestive gland of *Littorina saxatilis rudis* (Maton) and in daughter sporocysts of *Microphallus similis* (Jäg. 1900) / D.P. McManus, I. Marshall, B.L. James // *Exp Parasitol*. – 1975. – Apr;37(2). – P. 157 – 163.

Vaskovsky V. E. A universal reagent for fosfolipid analisis / V.E. Vaskovsky, E. V. Kastetsky // *J. Chromatogr*. – 1985. – 144. – P. 129–141.

УДК 574.24

О.С. НЕСТЕРЕНКО, О.М. МАРЕНКОВ

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
Гагаріна, 72, Дніпро 49010, Україна

НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПЕЧІНЦІ ТА ГОНАДАХ СОНЯЧНОГО ОКУНЯ *LEPOMIS GIBBOSUS* (LINNAEUS, 1758)

Однією із найпоширеніших екологічних проблем водного середовища є забруднення важкими металами, джерелом яких є продукти переробки та стічні води від підприємств. Важкі метали становлять певну загрозу як для водних екосистем в цілому, перерозподіляючись та накопичуючись у компонентах середовища, живих організмах, їх тканинах і органах, так і для людини зокрема. Оскільки людина є основним споживачем рибної продукції, яка накопичує в собі забруднюючі речовини, питання токсикологічних досліджень є досить актуальними. Важкі метали навіть у порівняно малих концентраціях можуть негативно впливати на водні організми. Біологічні наслідки забруднення важкими металами водного середовища виявляються, насамперед, у прямій токсичній дії на гідробіонтів, що призводить до ураження їх фізіологічних систем.

Особливий інтерес становить вивчення адаптаційних можливостей нових видів гідробіонтів, які вперше вселяються до водойм зі сталим екологічним режимом та сформованим токсикологічним фоном. У такому випадку нові види можуть або загинути, не витримавши тиску антропогенних чинників, або, навпаки, адаптуватися до нових умов. При цьому процес адаптації, який відбувається на біохімічному та клітинному рівні створює передумови виживання популяції інвазійного виду.

Одним із нових видів-вселенців водойм України є сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758), який швидко поширює свій ареал та освоює нові водойми нашої країни. Сонячний окунь – представник американського фауністичного комплексу, відноситься до родини *Centrarchidae* ряду *Perciformes*. Природний ареал сонячної риби – прісні водойми Північної Америки від Великих озер до Флориди. У Запорізькому (Дніпровському) водосховищі сонячний окунь відомий як масовий вид-вселенець. На сьогоднішній день вид добре акліматизувався та поширив свій ареал у водоймах Дніпропетровської області.

Метою нашої роботи було провести дослідження вмісту важких металів у печінці та гонадах статевозрілих особин сонячного окуня, улови якого в літній період в Самарській затоці з 2016 року сягають від 20 до 200 кг щоденно.

Дослідження проводили на акваторії Самарської затоки Запорізького водосховища в 2018 році. Об'єктом досліджень були статевозрілі особини сонячного окуня обох статей. Нами досліджено вміст Плюмбуму, Кадмію, Цинку, Мангану, Купруму, Феруму та Нікелю в печінці та гонадах самців і самок статевозрілих особин сонячного окуня віком 4 роки. Вміст важких металів визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на С-115М1.

Виявлено достовірні відмінності між накопиченням важких металів органами самців і самок риб. Так, у печінці сонячного окуня більше металів накопичувалось у самців: Ni – у 10,3 рази більше ніж у самок, Cu – у 4,9 рази, Fe – у 2,9 рази більше, Cd та Zn – у 2 рази. Достовірної різниці між вмістом Pb та Mn не було виявлено. У гонадах сонячного окуня більше накопичення металів спостерігали також у самців: Cu – у 40,2 рази більше, Pb – у 23,1 рази, Cd – у 4,9 рази, Fe – у 3,5 рази. В гонадах особин Ni було більше у самок в 5 разів.

За накопичувальною здатністю важкі метали у печінці та гонадах риб можна розташувати у такій послідовності:

Печінка ♂ – Fe>Zn>Cu>Ni>Mn>Pb>Cd;

Печінка ♀ – Fe>Zn>Mn>Pb>Cu>Ni>Cd;

Гонади ♂ – Fe>Zn>Cu>Mn>Pb>Ni>Cd;

Гонади ♀ – Zn>Fe>Mn>Ni>Cu>Pb>Cd.

За результатами досліджень виявлено закономірності розподілу важких металів у гонадах та печінці самців і самок сонячного окуня Самарської затоки Запорізького водосховища. Встановлено, що у першу чергу і у найбільшій кількості накопичуються Ферум та Цинк, оскільки є есенціальними елементами. Перевищень концентрацій важких металів за ГДК не виявлено.

УДК 639.33:615.375:547.458.8:639.215.2

О.В. ПАСС

Національний науковий центр

«Інститут експериментальної і клінічної ветеринарної медицини»,

вул. Пушкінська 83, Харків 61023, Україна

ВПЛИВ НЕВЕЛИКИХ ДОЗ В-ГЛЮКАНІВ НА СТАН ІМУННОЇ СИСТЕМИ МОЛОДІ РИБИ ПІД ЧАС ЇЇ ТРАНСПОРТУВАННЯ

У сучасному рибному господарстві усі процеси спрямовані до максимальної інтенсифікації, що дозволяє підвищити продуктивність та знизити затрати робочої сили. Однак застосування технічних приладів та механізація збільшують негативне абіотичне навантаження, що призводить до зниження імунного статусу. У свою чергу, рибні господарства і аквакультура взагалі несуть збитки, що виникають через зниження резистентності до інфекційних захворювань.

Для підвищення стійкості до стресу під час маніпуляцій і транспортуванні молоді риб, частіше за все, застосовують антисептики та гормональні препарати, які, як правило, не мають позитивного впливу безпосередньо на імунний статус риби. Шляхом вирішення питання щодо підвищення імунного статусу у риби, у тому числі протягом такої найпоширенішої маніпуляції, як транспортування, може бути впровадження застосування природних імунностимуляторів.

Одними із перспективних для застосування в аквакультурі діючих речовин є β -1,3/1,6-глюкани, що посилюють як неспецифічний, так і специфічний імунітети риб.

Метою нашої роботи було підтвердити позитивний вплив невеликих доз β -глюканів на стан імунної системи на стан молоді риби під час її транспортування.

Молодь риби (цьоголіток коропа) поділили на 2 групи за принципом пар-аналогів. Кожну групу розміщували в умовах, що імітували транспортування, а саме – у 200 літрові пакети з примусовою аерацією, щільність посадки – із розрахунку 15 літрів води на 1 кг живої маси риби. Тривалість імітації транспортування складала 14 год, в результаті чого риба піддавалася додатковим шумовим впливам (імітація шуму мотора), струшуванням (імітація зміщення води під час руху); температурний режим був стабільним та відповідав технічним нормам.

Контрольна група була розміщена у воді, що не містила β -глюкан, дослідна – у воді, яка містила розчин β -глюкану кінцевої концентрації 1%. Вплив діючої речовини на стан імунної системи риби контролювали шляхом визначення лейкоцитарної формули крові на 1, 10 і 30 добі в контрольній групі; на 1, 3, 5, 10 і 30 добі в експериментальній групі. Додаткові проби на 3 і 5 добі дозволили мати більш чітку картину динаміки функціонального стану імунного статусу риби під впливом β -глюкану.

Отримані дані свідчать про зниження імунітету риби під впливом стрес-факторів під час транспортування. Про це свідчать наступні зміни показників відносно норми:

За першу добу досліду відзначали зниження кількості лімфоцитів – на 18,11%, еозинофілів – на 58,33% і збільшення моноцитів – на 144,74%, нейтрофілів – на 172,73%.

На 10 добу відзначається зниження кількості лімфоцитів – на 3,69%, еозинофілів – на 33,33% і збільшення кількості моноцитів – на 144,7%, нейтрофілів – на 172,7%.

На 30 добу спостерігається зниження кількості лімфоцитів – на 3,32%, еозинофілів – на 33,33% і збільшення кількості моноцитів – на 16,05%, нейтрофілів – на 68,18%.

Доведено позитивний вплив β -глюкану на стан імунної системи риби під час транспортування. На це вказують наступні зміни показників відносно контролю:

За першу добу досліду – зниження кількості лімфоцитів – на 5,4% і збільшення кількості еозинофілів – на 68%, моноцитів – на 137,37%, нейтрофілів – на 10,91%.

На 3 добу відзначається зниження кількості лімфоцитів – на 0,27%, моноцитів – на 47,11% і збільшення кількості еозинофілів – на 118,33%, нейтрофілів – на 63,64%.

На 5 добу спостерігається зниження кількості лімфоцитів – 0,58%, моноцитів – на 41,58% і збільшення кількості еозинофілів – на 110%, нейтрофілів – на 61,82%.

На 10 добу відзначається зниження кількості моноцитів – на 59,74% і збільшення кількості лімфоцитів – на 1,27%, нейтрофілів – на 59,09%, еозинофілів – на 91,67%.

На 30 добу відзначається зниження кількості моноцитів – на 73,68% і збільшення кількості лімфоцитів – на 3,22%, еозинофілів – на 75%, нейтрофілів – на 68,18%.

За показниками лейкоцитарної формули можна зробити висновки про благоприємний вплив 1% розчину β -глюкану на функціональний стан імунної системи. Подальше вивчення цієї діючої речовини і розробка методів застосування для впровадження в технологічний процес у рибному господарстві матимуть позитивний економічний ефект та будуть корисними за використання у процесі зариблення – для підтримки і збільшення біорізноманіття в аквакультурі взагалі.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Балхаш В.О. Рекомендації по морфологічним вимірам риби.
Усов М.М. Морфологія та фізіологія риби. – Горки БХСХА, 2017. – С. 67-72, 75-77.
Пищенко Е.В. Гематология пресноводной рыбы. – НГАУ Новосибирск, 2002. – С.43-44.
Меньшиков В. В. Лабораторные методические исследования в клинике / под ред. В.В. Меньшикова. – М.: Медицина, 1987. – 90 с.

ЗМІНИ БІОЛОГІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ МОЛЮСКІВ У ТОКСИЧНОМУ СЕРЕДОВИЩІ

З кожним роком зростає концентрація важких металів у внутрішніх водоймах України. Це визначає актуальність проблеми вивчення впливу підвищених концентрацій цих речовин на водні екосистеми. Актуальним є також пошук тест-реакцій організмів, які чітко і швидко могли б свідчити про наявність поллютанту у середовищі (Пінкіна, Пінкін, 2018).

Серед найбільш ефективних показників, за допомогою яких можна розробити методи визначення речовин, що негативно впливають на водні гідроценози, є розмноження гідробіонтів (Строганов, 1971), зокрема, легеневих моллюсків. Проте особливості репродукції моллюсків у середовищі, що містить важкі метали вивчені недостатньо.

Тому цікавим є з'ясування основних закономірностей впливу Cu^{2+} на деякі закономірності яйцекладки та особливості будови кладок ставковика озерного (*Lymnaea stagnalis*, L.). Для цього проведене порівняльне вивчення стійкості структур синкапсул моллюсків за різних рівнів інтоксикації цим токсикантом і на цій основі виявлені особливості їх будови, фізіології формування та встановлено частоту появи вад розвитку.

Відомо, що відтворювальна функція організмів володіє здатністю протистояти токсичній дії отрут, але завжди до певної межі (Меліянов, 1991). Встановлено (Maatter, Lodder, Wilbrink, 1983; Юрчинський, 2004), що зміна інтенсивності відкладання яєць ставковиками залежить від якості середовища, яке їх оточує, і знижується при утримуванні моллюсків у забрудненому середовищі. Якщо моллюски опиняються у критичних умовах, вони докладають більше зусиль для відтворення (Calow, 1981). Прісноводні моллюски надзвичайно чутливі до хімічного складу середовища існування і реагують на високі концентрації хімічних іонів зменшенням яйцекладки, а за тривалого перебування у затруєному середовищі зовсім припиняють відтворення (Meier-Brook, Naas, Winter, Zeller, 1987). Отже зміна якості води може бути або стимулом, або депресантом відкладання яєць ставковиками. Хлориди важких металів спричиняють інгібуючий ефект на відтворювальну здатність гідробіонтів (Biesinger, Christensen, Fiandt, 1986). Дослідження впливу іонів міді на особливості яйцекладки та будови кладок ставковика озерного, показує, що затруєння середовища впливає на ці процеси.

Тривалість відкладання синкапсул ставковиком озерним у чистій воді в лабораторній культурі коливається в межах 16-23 хв. У токсичному середовищі за впливу сублетальних концентрацій Cu^{2+} , за стимуляції статевої функції, тривалість овіпозиції дещо скорочується і становить 12-16 хв. З пригніченням репродукції у розчинах хронічних летальних концентрацій досліджуваного поллютанту тривалість відкладання синкапсул подовжується (18-28 хв).

Протягом 70 діб досліду групою контрольних тварин, які перебували у чистій воді, було відкладено у середньому 84 ± 7 синкапсули. Цей показник не перевищено за перебування ставковиків у розчинах досліджуваного іону. Від 72 до 81% кладок було відкладено вночі. У розчинах з Cu^{2+} ($4 \cdot 10^{-8}$ мг/дм³) кількість відкладених синкапсул перевищує 50% від контролю (52 – 66%).

Довжина синкапсул *L. stagnalis* у розчинах іонів міді змінюється статистично вірогідно. У розчинах хронічних летальних концентрацій довжина кладок у 1,2–1,3 рази менша від тих, що відкладені в контрольних розчинах. За впливу сублетальних

концентрацій Cu^{2+} кладки дещо довші за контрольні.

Середні величини довжини яйцевих капсул майже в усіх розчинах досліджуваного іону менші контрольних значень у 1,1–1,2 рази. Найменших розмірів (1,14 мм) яйцеві капсули відкладені ставковиками у розчинах хронічних летальних концентрацій іонів міді.

Характеристики розмірів синкапсул та кількості яйцевих капсул у кладці ставковиків є дуже мінливими. Коефіцієнт варіації для довжини синкапсул коливається в межах 15,04–46,51%, а для кількості яйцевих капсул – 14,51–46,98%. Використання означених характеристик у гідроекології як індикаторів функціонального стану організму за дії на нього токсичних речовин, може бути доцільним тільки за умови використання матеріалу великого об'єму; в іншому випадку дані можуть виявитися недостатньо точними.

Вплив важких металів на статеву систему ставковика призводить до послаблення гомеостатичної регуляції, що призводить до порушення узгодженості роботи її відділів і, як результат, до появи різних аномалій у будові синкапсул. Відхилення від нормальної морфології кладок яєць у розчинах, що містять іони міді різних концентрацій різноманітні за етіологією та проявами: відсутність яйцевих капсул у синкапсулі; слабка спіралізація тяжа з яйцевими капсулами; багатозиготність яйцевих капсул; однорядне розміщення яйцевих капсул в синкапсулі; зрощення кількох яйцевих капсул звичайного розміру в одну крупну; відсутність яйцеклітини в яйцевій капсулі; мала кількість яйцевих капсул в синкапсулі; здвоєння яйцевих капсул; наявність яйцевих капсул та яйцеклітин поза синкапсулою.

Більшість порушень будови синкапсул належить до групи морфологічних аномалій, які не впливають на ембріогенез. Такі ж аномалії зустрічаються і в кладках контрольної групи тварин, проте їх відношення щодо кладок, отриманих у моллюсків за перебування в токсичному середовищі, становить у середньому 1:5.

За перебування моллюсків у розчинах підпорогових концентрацій Cu^{2+} кількість аномалій у будові кладок дорівнює такому ж у контролі, що вказує на стійкість статевої системи при незначному впливові токсиканту. Кількість порушень у будові синкапсул зростає зі зростанням концентрацій поллютанту і за впливу розчинів хронічних летальних концентрацій іонів міді співвідношення показників у контрольної групи щодо отриманих у токсичному середовищі становить 1:7,5.

Явище зрощення яйцевих капсул у кладках ставковика обумовлене уповільненим проходженням окремих капсул через початковий відділ лабіринту яйцеводу, що призводить до їх тісного зіткнення і злиття внутрішніх мембран. Такі капсули покриваються однією шаруватою оболонкою. Блокування роботи лабіринту яйцеводу призводить до появи аномалії відсутності яйцевих капсул у синкапсулі. Порушення спіралізації або трансформація спірального укладання яйцевих капсул в лінійне в кладках ставковика зумовлені прискоренням видалення тяжа з яйцевими капсулами із зони, де він укладається по спіралі і де формується макроструктура синкапсул.

Деякі морфологічні аномалії синкапсул ставковика впливають на протікання ембріогенезу та життєздатність зародків. Серед таких ми спостерігали розміщення яйцеклітин за межами яйцевих капсул, що викликане дисгармонією у функціонуванні гермафродитної залози і додаткових залоз яйцеводу (у першу чергу – білкової). Зменшення розмірів яйцевих капсул пов'язане з гіпофункцією білкової залози на початку або в кінці проходження потоку яйцеклітин, що овулювали, через квадривій, а також прискореним виведенням яйцевих капсул із квадривія. Дуже часто воно супроводжується відсутністю яйцеклітин у капсулах. Поява ущільнених міжкапсульних тяжів – наслідок зміни властивостей секретів, які виробляються додатковими залозами яйцеводу. При порушенні функцій матки повністю непрозорими стають усі синкапсули.

Несправжня поліембріонія – явище, коли в одній яйцевій капсулі випадково опиняються дві або більше яйцеклітин, є звичайною в кладках ставковика озерного, проте за впливу токсиканту таке явище спостерігається на 28% частіше, ніж у контрольній групі тварин. Найбільша кількість таких аномалій виявлена у розчинах сублетальних концентрацій іонів міді, що можна пояснити інтенсивною овуляцією яйцеклітин, викликаною активним паруванням молюсків. Розміри молюсків-близнюків завжди менші, ніж особин, які розвиваються поодиночі. У контрольних розчинах життєздатними виявляються тільки близнюки, що розвиваються всередині капсули попарно. За умови впливу Cu^{2+} (особливо за хронічних летальних та сублетальних концентрацій) така молодь виявляється нежиттєздатною, і це впливає на загальні показники виживання молоді ставковиків у токсичному середовищі. У розчинах підпорогових концентрацій Cu^{2+} у синкапсулах, які містять двозиготні яйцеві капсули, є можливим народження життєздатної молоді (на 3-5 діб раніше звичайного строку).

Таким чином, можна зробити висновок, що ушкодження механізмів регуляції розмноження ставковиків з підвищенням концентрації Cu^{2+} у середовищі призводить до зростання плідності (у 1,2 рази). Аномалії у будові синкапсул ставковика у розчинах сублетальних концентрацій іонів міді зустрічаються у 5 разів частіше, а в розчинах хронічних летальних концентрацій – у 7,5 разів частіше, ніж у контрольній групі. За впливу хронічних летальних концентрацій Cu^{2+} до 25% синкапсул завмирають.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Мелиян Р.И. Влияние пестицидов на репродуктивную функцию пресноводного бокоплава *Gammarus kischineffensis* (Schellenberg) // Гидробиол. журн. – 1991. – Т. 27, № 3. – С. 107–111.

Пінкіна Т.В., Пінкін А.А. Оцінка токсикорезистентності ставковика озерного (Mollusca: Gastropoda) до впливу йонів мангану (II) у водному середовищі // Ukrainian Journal of Ecology. 2018, № 8 (1). – Р. 719–729.

Строганов Н.С. Биологический критерий токсичности в водной токсикологии. // Критическая токсичность и принципы методик по водной токсикологии: Изд-во МГУ, 1971. – С. 14–26.

Юрчинский В.Я. Сравнительный анализ устойчивости морфофункциональных систем пресноводных моллюсков (*Gastropoda*, *Pulmonata*) к повышенной кислотности воды: Автореф. дис... канд. биол. наук: 03.00.08. / Смоленский гос. пед. ун-т. – Смоленск, 2004. – 22 с.

Biesinger K.E., Christensen G.M., Fiandt J.T. Effects of metal salt mixtures on *Daphnia magna* reproduction // Ecotoxicol. and Environ. Safety. – 1986. – 11, N1, - P. 9–14.

Calow P. Adaptational aspects of growth and reproduction in *Lymnaea peregra* (*Gastropoda: Pulmonata*). From exposed and sheltered aquatic habitats // Malokologia. – 1981. – vol. 21, N1-2. – P. 5–13.

Maatter A., Lodder J.C., Wilbrink M. Induction of egg-laying in the pond snail *Lymnaea stagnalis* by environmental stimulation of the release of ovulation hormone from the candodorsal cells // Int. J. Invertebr. Reprod. – 1983. – 6, N1. – P. 239–247.

Meier-Brook C., Haas D., Winter G., Zeller T. Hydrochemical factors limiting the distribution of *Bulinus truncates* (*Pulmonata: Planorbidae*) // Symposium on the ecology of freshwater molluscs. – 1987. – vol. 5, N1. – P. 85–90.

ХАРАКТЕРНІ ВІДМІННОСТІ МІЖ ІНВАЗІЙНИМИ ТА АБОРИГЕННИМИ ВИДАМИ РИБ В ЗДАТНОСТІ АДАПТАЦІЇ ДО УМОВ СЕРЕДОВИЩА

Відомо, що екологічні чинники істотно впливають на проходження процесів життєдіяльності будь-якого організму, в тому числі і риб. Серед абіотичних чинників головним є температура води та гідрохімічний склад води, а саме іонний. Гідрохімічний склад води є тим бар'єром, який не дає можливості проникнення іншим видам на нові території, тим самим зберігаючи біотопи в певній стабільності.

За зміни умов існування, а саме гідрохімічних та гідрологічних умов середовища, можуть відбутися значні порушення біологічної рівноваги в біотопах. Це, в свою чергу, може призвести до зникнення деяких місцевих видів риб, внаслідок порушення їх метаболічних процесів та призвести до вселення у водойми інвазійних видів. Саме обмін речовин риб тісно пов'язаний з водою. Для того щоб риби нормально розвивалися їх метаболізм повинен бути узгоджений зі складовими оточення.

В більшості випадків, організми, які належать до різних систематичних груп можуть мати принципову схожість в головному порядку хімічних перетворень, але при цьому інтенсивність і характер проходження метаболічних процесів можуть мати суттєві і характерні відмінності.

За різних змін у водному середовищі відбувається перебудова основних процесів метаболізму в напрямку зниження негативної дії зовнішнього чинника. Для чого потребуються значні енерговитрати. До енергозберігаючих речовин, в першу чергу, належать загальні ліпіди і глікоген. Слід відмітити, що накопичення цих енергосполук в організмі риб відбувається по різному та залежить від типу живлення.

З результатів наших досліджень було встановлено, у риб-поліфагів вміст глікогену в тканинах печінки був значно вищим, ніж у хижих. Так, убілого амура, головня, карася сріблястого, бичка пісочника та цуцика становила 11,4; 29,5; 31,2; 25,5; 11,1% відповідно, а у судака, окуня, щуки, бичка кругляка – 5,72; 7,09; 8,67; 9,5%.

Високий вміст глікогену в тканинах печінки риб з широким спектром живлення свідчить про те, що однією з головних енергозапасуючих речовин в них є глікоген. Це може бути пов'язано з здатністю засвоєння вуглеводів цими видами риб. В більшості випадків вони за допомогою своїх ферментативних систем здатні засвоювати високомолекулярні вуглеводи, наприклад крохмаль, а іноді і клітковину після її гідролізу мікрофлорою шлунково-кишкового тракту. Напроти, хижі риби можуть засвоювати лише низькомолекулярні вуглеводи або глікоген. Головна частина глікогену в організмі цих риб утворюється в результаті катаболізму білків чи ліпідів.

В м'язах вміст глікогену у всіх досліджених видів риб майже не відрізнялася, становила в середньому 2,5–3%. Це, очевидно свідчить про те, що для них глікоген є легкодоступною енергозберігаючою речовиною, яка використовується на початкових етапах адаптації до екстремальних випадків.

Вміст загальних ліпідів в печінці щуки, судака, окуню був відносно невисоким на рівні 2,2; 2,8; і 7,6% відповідно. Ці види риб ведуть активний спосіб життя, вони активно рухаються навіть зимою не впадають в сплячку. Бички кругляк, пісочник та цуцик на відміну від вище згаданих видів є малорухливими рибами і взимку знаходяться в стані анабіозу, і тому вміст загальних ліпідів в їх печінці був значно більшим і становив 24,3–39,3%. Вміст загальних ліпідів у печінці головня в літній період була також відносно невисоким – 6,1%. Очевидно, це пов'язано з тим що в нагульний період головною енергозапасуючою речовиною є глікоген, а накопичення

ліпідів для тривалої зимівлі ще не відбувалося.

Кількістю загальних ліпідів в м'язах у всіх досліджених видів риб майже не відрізнялася. Так, вміст ліпідів у м'язах окуня був на рівні 1,6%, судака – 1,7%, щуки – 2,6%, головня – 3,3% і бичків – 3,0–5,3%.

Одним з головних показників ступеню адаптованості риб до існуючих умов оточуючого середовища та активності проходження у них основних метаболічних процесів, і в першу чергу, енергетичного обміну є вміст малонового диальдегіду у тканинах та його співвідношення до загальних ліпідів. Результати досліджень підтверджують наші припущення, що щука, окунь і судак ведуть більш активний спосіб життя у літній період. Коефіцієнт співвідношення малонового диальдегіду і загальних ліпідів їх м'язах був значно вищим, ніж в печінці. У бичківцеї коефіцієнт був значно вищим в тканинах печінки, ніж в м'язах, що, очевидно, засвідчує про їх пасивний спосіб життя.

Таким чином, результати досліджень свідчать про те, що вміст енергозапасуючих речовин в організмі риб залежить від спектру живлення і активності способу життя. Але слід відмітити, що це стосується лише тих риб які знаходилися в притаманних для них умовах існування.

За зміни певних чинників навколишнього середовища та при вселенні риб в нетипові для них водойми процеси метаболізму можуть проходити зовсім в іншому напрямку.

Як показали наші дослідження, у інвазійних видів риб, до яких відносяться бичкові, їх різні популяції характеризуються значною фенотипічною мінливістю морфологічних ознак, яка залежить від конкретних екологічних чинників водойми. У малих зрегульованих річках у них наявні одні морфологічні індекси, а у водосховищі – інші. Подібна залежність між зовнішніми ознаками риб та екологічними умовами водойми нами спостерігалось і у аборигенного, широко розповсюдженого виду – окуня річкового. На відміну від цих видів у судака, який у більшій мірі підлягає дії несприятливих чинників, нами не відмічена фенотипічна мінливість у риб з різних типів водойм (річка, озеро або водосховище). Все це свідчить про те, що фенотипічна мінливість риб, які більш пристосовані до коливання екологічних чинників, сприяє їх кращій адаптації до умов оточуючого середовища.

Темпи росту хижих аборигенних видів риб – окуня та судака – у більшій ступені залежать від наявності у достатньої кількості кормових організмів, площі та проточності водойми. В той же час, для риб-вселенців переважне значення мають інші екологічні умови існування, зокрема наявність у достатній кількості двовалентних металів – кальцію та магнію, які відіграють значну роль в процесах їх осморегуляції. При тому, не дивлячись на різницю у гідрохімічних умовах, ці інвазійні види процвітають, широко розповсюджуються в інші водойми. У відповідь на зміну екологічного середовища у цих риб лише уповільнюються темпи їх росту.

Нами встановлена пряма залежність між плодючістю бичків та умовами існування риб. Так, у водоймах, де темпи росту бичків уповільнюються в силу дії низки чинників, плодючість риб збільшується. Це також дає перевагу над аборигенними видами риб, у яких спостерігається, як правило, пряма залежність між умовами живлення та плодючістю.

Для бичкових риб, які постійно захоплюють нові ареали, відмічено, що материнська популяція має свої переваги порівняно з дочірніми. Так, вміст глікогену та загальних ліпідів в організмі бичка кругляка, який був виловлений у Чорному морі і Київському водосховищі, кардинально відрізнявся. Вміст загальних ліпідів в тканинах печінки бичка з моря був більшим на 18%, ніж у риб з водосховища. Проте, у м'язах їх вміст у риб з водосховища був значно вищим на 36,6%. Відомо, що бичок кругляк є понтокаспійським вселенцем. Він добре акліматизувався у прісних водоймах на більшій половині східної і західної частини Європи. За нових умов існування у нього, очевидно, відбувалися перебудови чисельних фізіологічних процесів, зокрема

осморегуляції, в результаті яких проходили зміни в обміні речовин, зокрема посилювся енергетичний обмін.

Внаслідок активного проходження осморегуляційних процесів в організмі бичка кругляка з Київського водосховища, переважно відбувається інтенсивне використання загальних ліпідів з тканин печінки для їх енергозабезпечення. В результаті катаболізму ліпідів утворюється глюкоза, яка також активно використовується, а з продуктів обміну глюкози в подальшому синтезуються тригліцириди, які накопичуються в м'язах. Збільшення активності метаболічних процесів призводить у риб до однієї і тієї ж тенденції – збільшення сумарного вмісту ліпідів.

Результати досліджень вмісту глікогену в тканинах бичка кругляка з водосховища і моря підтверджують наші припущення. Вміст глікогену в печінці і м'язах риб з водосховища був вищим на 20,2; і 4,2% відповідно, ніж у бичка з моря. Це, в першу чергу, пов'язано з меншим накопиченням ліпідів у риб з прісноводної водойми. В той же час глікоген може швидко і активно застосовуватися при погіршенні умов існування.

Таким чином результати наших досліджень свідчать про те, що умови існування для бичка кругляка в Київського водосховища є не специфічним. Низька мінералізація води, очевидно, призводить до активізації певних фізіологічних і метаболічних процесів. В результаті цього відбувається перебудова основних процесів енергетичного обміну, що призводить змінення співвідношення вуглеводів до ліпідів в тканинах цих риб.

Найбільш інтерес представляє гормональне та ферментативне регулювання адаптаційних процесів інвазійних видів риб в зв'язку зі зміною їх умов існування. Встановлені суттєві відмінності між низкою аборигенних видів риб та бичковими, які заселилися у прісноводні водойми за показниками ферментативної активності, зокрема ферментів енергетичного обміну, та гормонального регулювання обмінних процесів.

Окреме значення в адаптаційних процесах риб відіграє можливість істотно змінювати активність ферментів залежно від інтенсивності впливу чинників оточуючого середовища. Це явище можна прослідкувати на прикладі варіабельності показників активності ферментів енергетичного комплексу. Зокрема, як показали наші дослідження, про високу здатність пристосовуватися риб-вселенців свідчать широкі межі змін активності ЛДГ та АТФ-ази у трьох видів бичків. Висока варіабельність активності ЛДГ (41,5–54,2%) та АТФ-ази (34,8–95,5%) в тканинах вказує на те, що інвазійні риби можуть адекватно змінювати активність своїх ферментів залежно від необхідності енергозабезпечення адаптації до нових умов існування. Напроти аборигенні види риб з різних ареалів свого розповсюдження виявляють значну стабільність коефіцієнту варіабельності активності ЛДГ (від 9,8 до 18,4%) та АТФ-ази (від 11,2 до 30,2%) в різних тканинах. Це може бути однією з причин низької адаптивної лабільності цих видів.

При максимально сприятливих умовах існування, а саме у материнській водоймі (Чорне море) бички знаходяться в більш урівноваженому стані, тому активність визначальних ферментів енергетичного обміну нижче. При переселенні риб до нових умов (прісна водойма) або при різкій зміні гідрохімічних умов (мінералізації, підвищеної концентрації гумінових кислот та наявності токсичних речовин у воді) інвазійні риби можуть значно збільшити активність головних ферментів, в тому числі ферментів енергетичного обміну. Завдяки такій високій лабільності порівняно з деякими представниками аборигенної іхтіофауни вони можуть добре пристосовуватися до зміни оточуючого середовища. Також, гормональний фон і вміст окремих гормонів у крові істотно змінюється у інвазійних риб залежно від екологічних умов водойми.

Таким чином, володіючи широкими межами фізіолого-біохімічних пристосувальних механізмів адаптивних реакцій, інвазійні види забезпечують високу адекватність адаптаційних реакцій до дії чинників оточуючого середовища порівняно з менш лабільними аборигенними видами риб.

ОСОБЛИВОСТІ АДАПТИВНИХ РЕАКЦІЙ ГАМАРИД *DIKEROGAMMARUS VILLOSUS* (AMPHIRODA : GAMMARIDAE) В УМОВАХ КОЛИВАЛЬНОГО ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМУ ВОДИ*

Дослідження адаптивних реакцій природних популяцій гамарид на зміну абіотичних чинників виявило провідну роль температурних умов у визначенні їх просторового розподілу та структурно-функціональних характеристик (Романенко та ін., 2015). Враховуючи це, представляло інтерес з'ясування особливостей адаптивних реакцій гамарид *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Crustacea, Amphipoda) на добові коливання температури водного середовища.

Стимулюючий ефект коливань температури води на процеси росту, розвитку і розмноження водяних тварин показано багатьма дослідниками (Суцень, 1978; Сарвино, 1980; Константинов и др. 2003; Кузнецов, 2005). Автори акцентують увагу на тому, що наявність цих ефектів та ступінь їх виразності залежать від характеристик діючого температурного режиму та адаптивних можливостей виду.

Адаптивні реакції гамарид до добових коливань температури води досліджували на *D. villosus* масою 24–41 мг. Варіанти проведення дослідів: константний температурний режим – $25 \pm 0,5$ °С, коливальні режими: $25 \leftrightarrow 28$ та $25 \leftrightarrow 30$ °С. Фізіологічний стан гамарид оцінювали за показниками виживаності, швидкості приросту маси тіла, репродуктивної активності та інтенсивності споживання корму (Жадин, 1960). Як корм застосовували листя верби. Тривалість експерименту становила 38 діб. Досліди проводили у трьох повторах, кількість тварин у повторі – 20.

Встановлено, що виживаність *D. villosus* була вище за умов коливального температурного режиму порівняно з константним ($25 \pm 0,5$ °С) на 44,2 ($p < 0,01$) та 25,5 % ($p < 0,05$) відповідно для інтервалів $25 \leftrightarrow 28$ і $25 \leftrightarrow 30$ °С. Необхідно відмітити, що найбільша швидкість загибелі рачків зареєстрована у перші 7–8 діб у термостабільних умовах та термоциклі $25 \leftrightarrow 30$ °С, що може бути обумовлено проявами канібалізму внаслідок подразнюючої дії даних температур.

За добових коливань температури спостерігалось прискорення швидкості збільшення біомаси рачків *D. villosus* порівняно з константними температурами. Найбільш сприятливим виявився терморегим $25 \leftrightarrow 28$ °С. За цих умов перевищення константних показників ($25 \pm 0,5$ °С) становило 167 % ($p < 0,001$), амплітуди $25 \leftrightarrow 30$ °С – 50,3 % ($p < 0,01$). Одержані дані щодо прискорення швидкості збільшення біомаси *D. villosus* при добових коливаннях температури у діапазоні $25 \leftrightarrow 28$ °С добре узгоджуються з результатами досліджень інтенсивності споживання корму тваринами. Встановлено, що в обох досліджуваних режимах інтенсивність споживання корму була вищою, ніж при температурі 25 °С. При меншій амплітуді коливань перевищення константних показників становило 66,7 % ($p < 0,01$), при збільшенні амплітуди – відповідно 21,0 % ($p > 0,05$). При добових коливаннях температури скорочувалися витрати корму на одиницю приросту біомаси на 36,5 ($p < 0,01$) та 17,9 % ($p > 0,05$) відповідно в інтервалах температури $25 \leftrightarrow 28$ і $25 \leftrightarrow 30$ °С. Той факт, що у добовому термоциклі $25 \leftrightarrow 30$ °С рівень інтенсивності споживання корму поступався аналогічним показникам для діапазону $25 \leftrightarrow 28$ °С свідчить про менш сприятливі умови терморегиму $25 \leftrightarrow 30$ °С.

Чутливим показником функціонального стану організму гамарид є відтворювальна здатність. Проведені дослідження показали, що в умовах добових коливань температури репродуктивна активність *D. villosus* підвищувалась порівняно зі

стабільним температурним режимом. Загальна кількість зареєстрованих прекопулюючих пар становила 44, 61 і 53 відповідно при 25 °С та амплітудних режимах 25↔28 і 25↔30 °С, запліднених самиць, що дали потомство – 34, 48 і 37 відповідно. Отже, найбільшим стимулюючим ефектом характеризувався коливальний режим 25↔28 °С.

Оцінка відтворювальної здатності *D. villosus* за різних температурних режимів показала, що відносна кількість пар, у яких не відбулося запліднення самиць не відрізнялася і становила 16,3–16,7 %. У коливальних терморезимах виявлено збільшення частки самиць з порушеннями розвитку ембріонів на 28,8 % ($p < 0,05$) і 190 % ($p < 0,001$) відповідно у діапазонах 25↔28 і 25↔30 °С порівняно з 25 °С. Більшу кількість порушень реєстрували на початковому етапі (8–10 діб) адаптації гамарид до добових коливань температури.

В умовах коливальних терморезимів відбувалося вірогідне ($p < 0,05$) скорочення періоду ембріонального розвитку *D. villosus* до $8,5 \pm 0,2$ та $8,0 \pm 0,3$ діб відповідно в інтервалах температур 25↔28 і 25↔30 °С порівняно з 25 °С ($9,5 \pm 0,2$ діб). При цьому різниця між амплітудними терморезимами була невірогідною. Співвідношення загальної кількості самиць, що дали потомство, до самиць, задіяних в експерименті, показало, що в інтервалі 25↔28 °С кількість виводків у розрахунку на одну самицю збільшилася в 1,5 рази, тоді як в інтервалі 25↔30 °С вірогідно не змінилася порівняно з 25 °С.

Отже, підвищення прекопуляторної активності, кількості виводків на самицю, скорочення інкубаційного періоду свідчать про стимуляцію процесу розмноження під впливом добових коливань температури в межах 25↔28 °С. Менш виражений ефект стимуляції відтворення в інтервалі температур 25↔30 °С та збільшення кількості порушень ембріонального розвитку можуть бути пов'язані як з більшою амплітудою коливань, так і з впливом критичних температур вище 28 °С (Романенко та ін., 2015). Припускається, що деякі процеси в організмі тварин можуть контролюватися не середньою, а верхньою або нижньою температурою діючого термоциклу (Сущеня, 1978).

Проведені дослідження впливу добових коливань температури в межах 25↔28 і 25↔30 °С на функціональний стан гамарид *D. villosus* показали, що у коливальних режимах порівняно зі стабільними температурними умовами підвищується виживання, збільшуються швидкості процесів росту, харчування та відтворення. Найбільш сприятливим виявився діапазон коливань в межах 25↔28 °С. За дії більшої амплітуди коливань 28↔30 °С, що охоплює й зону критичних температур, період адаптації гамарид до нових умов подовжувався, ефект стимуляції процесів життєдіяльності *D. villosus* був менш вираженим, збільшувалась відносна кількість порушень репродуктивної функції. Можна припустити, що частина популяції *D. villosus* здатна пристосуватися до добових коливань температури в діапазоні 25↔30 °С, але для мінімізації втрат надає перевагу зонам з меншими амплітудами.

**Робота виконана за рахунок бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямів наукових досліджень (КПКВК 6541230).*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Жадин В. И. Методы гидробиологического исследования. – М.: Высш. школа, 1960. – 190 с.

Константинов А. С., Пушкарь В. Я., Аверьянова О. В. Влияние колебаний абиотических факторов на метаболизм некоторых гидробионтов // Изв. РАН. Сер. биол. – 2003. – № 6. – С. 728–734.

Кузнецов В. А. Астатичность факторов среды как экологический оптимум для гидробионтов: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Саранск, 2005. – 44 с.

Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Леконцева Т.І. та ін. Структурно-функціональний стан угруповань гамарид мілководної зони Київського водосховища під впливом

високих температур // Наук. зап. Терноп. держ. пед.ун-ту. Серія: Біологія. – 2015. – № 3–4 (64). – С. 575–579.

Сарвио В. С. Дыхание бокоплава *Gammarus lacustris* Sars при синусоидальном изменении температуры // Гидробиол. журн. – 1980. – 16, № 6. – С. 43–48.

Сущенко Л. М. Рост водных животных в условиях колеблющихся температур // Тр. Всесоюзного гидробиол. об-ва. – 1978. – Т. 22. – С. 140–150.

УДК 591.5:592/599-114.5

О.В. РОМАНЕНКО

Національний медичний університет імені О.О. Богомольця,
Проспект Перемоги, 34, Київ 03057, Україна

ТОКСИНИ АКТИНІЙ ЯК ЕКОЛОГІЧНІ ЧИННИКИ

Кишковопорожнинні характеризуються здатністю до утворення небезпечних для представників інших систематичних груп отруйних речовин, використовуючи їх як для захисту від ворогів, так і для знерухомилення здобичі з метою подальшого задоволення харчової потреби. У випадку актиній останніми можуть ставати, наприклад, риби. В результаті потрапляння отруйного секрету стрекальних клітин актиній в організм людини реєструються порушення цілісності шкіри, кропивниця, лихоманка, головний біль. На життєдіяльність постраждалого організму впливають присутні у названому секреті білки з властивостями цитотоксинів й нейротоксинів. Крім того в секреті стрекальних клітин можуть знаходитися протеолітичні ферменти, високомолекулярні та низькомолекулярні інгібітори протеаз. Зв'язування білків-цитотоксинів з клітинною мембраною спричинює лізис клітини в постраждалому організмі. До сполук з цитотоксичною дією відносять фосфоліпази та пороформуальні токсини.

У водних екосистемах токсини актиній можуть розглядатися як важливі для забезпечення захисту і полювання аломони (Монастырская, 2006). Припускається, що ті утворювані актиніями пороформуальні токсини, які здатні впливати на життєдіяльність природних ворогів цих тварин, відомих, зокрема, серед ракоподібних і риб, можуть виявитися ефективними репелентами проти останніх (Bosmans, Tytgat, 2007). Аналіз відомих властивостей цитолітичних токсинів тих актиній, що трапляються в теплих океанічних водах в зоні тропіків (*Radianthus macrodactylus*, *Stychodactyla helianthus*, *Actima equina*, *A. tenebrosa*, *Heteractis magnifica*), а також в акваторіях з помірно холодними водами в Охотському та в Японському морях (*Metridium senile*, *Oulactis orientalis*) свідчить про існування декількох груп цитолітинів: з молекулярною масою 5000 – 7000 дальтонів і гістолітичною дією; 12 000 – 45 000 дальтонів і дією подібною до дії фосфоліпази А₂; 15 000 – 20 000 дальтонів і чутливих до впливу сфінгомеліну; 80 000 дальтонів – холестерину. Через подібність первинної будови актинопорина еквінатоксина II, що синтезується актинією *Actima equina*, і актинопорина тенеброзина С, що синтезується актинією *A. tenebrosa*, заслуговує на обговорення питання про можливість використання актинопоринів у якості відповідних хемотаксономічних маркерів. Разом з тим звертають на увагу відмінності в гемолітичній активності актинопоринів, що утворюються тваринами, які мешкають в різних географічних зонах. Наприклад, водні екстракти актинії *Radianthus macrodactylus* та виділені з неї цитолітичні білки порівняно з аналогічними зразками з *Oulactis orientalis* виявляють більшу гемолітичну активність відповідно на три та на два порядки, а порівняно з такими з *Metridium senile* – на три та на один порядок. Не виключено, що названі відмінності в гемолітичній активності компонентів актиній з різних географічних зон кореспондуються зі ступенем небезпеки, яку створюють для цих тварин їх потенційні вороги, зокрема голозяброві молюски (у вже згаданих

акваторіях з помірно холодними водами вони характеризуються переважно відносно невеликими порівняно з актиніями розмірами).

В отруті *Radianthus macrodactylus* присутній білок з молекулярною масою 20 000 дальтонів, залишком аланіну на N-кінці, виразною гемолітичною активністю – актинопорин RTX. Його токсичний вплив на уражений організм пов'язується з вбудовуванням у ліпідний матрикс чутливих клітинних мембран і формуванням в них іонних каналів, що складаються з мономерів RTX, можуть мати діаметр 0,6 – 1,0 нм і через які проникають переважно іони калію, а також натрію, внаслідок чого відбуваються зміни в мембранному градієнті концентрації калію, зменшення потенціалу спокою еритроцитів й вони стають проникними для гемоглобіну, в них порушується цілісність клітинної мембрани. З метою вивчення властивостей утвореного за участі RTX іонного каналу нами було проведено вбудовування RTX в штучну пласку бімолекулярну мембрану (БЛМ), сформовану з фосфатидилхоліну і холестеролу, взятих у співвідношенні 2 : 1 (Shatursky et al., 2007). Встановлено, що ефективний радіус RTX-іонного каналу з цис-сторони БЛМ становить 0,55 нм, а при додаванні з цис-сторони БЛМ 3-децилоксикарбонілметил-4-метил-5-(2-гідроксіетил)тіазолій хлориду ($1 \cdot 10^{-4}$ М) трансмембранний струм іонів калію через названий іонний канал зменшується на 50 % порівняно з прийнятим за 100 % контролем. Наведені дані відкривають можливість для пошуку шляхів корекції стану організму за впливу на нього токсину актинії.

Однак, при цьому необхідно мати на увазі, що в складі отрути різних видів актиній містяться також і нейротоксини (Bosmans, Tytgat, 2007), які здатні до взаємодії в нервових клітинах жертви з рецепторною ділянкою – сайтом 3 на α -субодиниці локалізованого в збудливій мембрані потенціалзалежного натрієвого каналу. Це спричинює блокування можливості його інактивації, що призводить до збільшення тривалості потенціалу дії, який виникає у відповідь на подразнення нервового волокна, значного посилення вивільнення з нервового закінчення нейротрансмітера й, відповідно, посилення зумовленої останнім постсинаптичної реакції. Проте, з часом внаслідок спричиненої нейротоксином тривалої деполяризації нервового волокна здатність останнього до проведення збудження втрачається, що унеможливорює подальшу синаптичну передачу в організмі жертви. Відомо декілька десятків тих нейротоксинів з названими властивостями, що синтезуються в актиніях різних видів. Одні з нейротоксинів містять у своєму складі 46 – 49 амінокислотних залишків і з урахуванням притаманних імунологічних характеристик поділяються на два типи: тип 1 і тип 2. Інші нейротоксини формуються з 27 – 32 амінокислотних залишків і об'єднуються у тип 3. Причому, трапляються випадки присутності в організмі актинії нейротоксинів декількох типів одночасно. Наприклад, в *Anthopleura maculata* містяться нейротоксини трьох типів, до яких краби виявляють різний рівень чутливості. Наявність в отруйному секреті актинії одночасно нейротоксинів декількох типів посилює ефективність використання нею отруйного апарату і ускладнює протидію їй з боку жертви.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Монастырская М.М. Исследование структуры и мембранолитического действия пороформирующих токсинов актиний: Автореф. дис. ... д-ра хим. наук. – Владивосток, 2006. – 51 с.

Bosmans F., Tytgat J. Sea anemone venom as a source of insecticidal peptides acting on voltage-gated Na^+ channels // *Toxicon*. – 2007. – 49, № 4. – P. 550–560.

Shatursky O.Ya., Volkova T.M., Romanenko O.V., Himmelreich N.G., Grishin E.V. Vitamin B₁ thiazole derivative reduces transmembrane current through ionic channels formed by toxins from black widow spider venom and sea anemone in planar phospholipid membranes // *Biochim. Biophys. Acta*. – 2007. – 1768, № 2. – P. 207–217.

**ISOLATION, CULTIVATION, QUANTIFICATION OF CELLULAR
CAROTENOIDS AND IDENTIFICATION OF CELL WALL SPOROPOLLENIN IN
NEOCHLORIS DISSECTA (KORSHIKOV) TSARENKO (*CHLOROCOCCUM
DISSECTUM* KORSHIKOV) (CHLOROPHYTA)**

Screening hydrobionts for bioactive compounds and isolating into the culture prospective species remains of current importance. Carotenoids is one of the most demanded classes of natural ingredients used in food, feed, and cosmetics as colors, antioxidants, and substances with pro-vitamin A activity. Some cultivated species of green algae (*Dunaliella salina* Teodoresco, *Haematococcus pluvialis* Flotow) are established biotechnological sources of carotenoids (Priyadarshani, Rath, 2012). Other algae that cause red “bloom” in natural habitats might be prospective sources of carotenoids.

In 2015 red “bloom” of microalgae was discovered in a small plastic vessel with rainwater in Novopokrovka settlement, Chuguev district, Kharkiv region. The alga formed monopopulation and was identified as *Chlorococcum dissectum* Korshikov entirely corresponding to the species diagnosis as it had been given by O.A. Korshikov (Коршиков, 1953). In the current taxonomy, this species is regarded as the representative of another genus, *Neochloris dissecta* Korshikov (Tsarenko) (Разнообразие..., 2010) though ultrastructure or molecular genetics data on this particular species are absent.

The alga was isolated into the culture in Bold Basal Medium (Nichols, Bold, 1965) and cultured in our collection of microalgal cultures CWU-МАС. It was noticed that the cells were green in the young cultures and gradually turned yellowish until orange in the old ones.

The study was undertaken to establish culture conditions that influence culture growth rate, cell color and total carotenoid content in the alga. A multivariate experiment in triplicate was carried out under 3 factors taken on 2 levels (irradiance 3 and 8 klx, NaNO₃ 0 and 80 µg/l, K₂HPO₄ 0 and 10 µg/l). Cell concentrations during culture growth were determined using Goryaev hemocytometer. Cell pellets after centrifugation at 3000 g for 10 minutes were extracted with the mixture of chloroform and ethanol (1:2, by volume). The total carotenoids were quantified photometrically at 450 nm and calculated in pg per cell. The data were processed using the multivariate analysis of variance. The cultures reached stationary phase on 32-35 day of cultivation. The cultures in the medium supplied with nitrogen and phosphorus at higher irradiance reached the highest cell yield of 15·10⁶ cells per ml that was more than in *D. salina* and *H. pluvialis* under the same nutrient levels and irradiance (3.5·10⁶ and 1.2·10⁶ cells per ml, correspondingly). Nutrient depletion inhibited culture growth. No statistically significant accumulation of carotenoids was observed among the experimental variants although the cells turned orange under nutrient depletion. The total carotenoid content did not exceed 0.8 pg per cell that was much lower than in *D. salina* or *H. pluvialis* under the same culture conditions (52 and 25 pg per cell, respectively). The cell color change from green to orange under nutrient depletion might occur due to chlorophyll degradation.

To fractionate and identify carotenoids in the green and orange cells of the alga the TLC of pigment extracts was carried out in the mixture of hexane, benzol, and acetone (1:1:1, by volume). The chromatograms were compared to the pigment extracts of green and red *D. salina* and *H. pluvialis* fractionated under the same chromatography conditions. By R_f and spot shades the chromatograms of all three species were identical thus corresponding to the typical carotenoid composition of green algae. The chromatogram of the orange cells of the investigated species was close to the one of *H. pluvialis* red cells indicating that the orange cells of the species in question might contain valuable carotenoid astaxanthin, its esters or

related carotenoids. Nutrient depletion might cause not only chlorophyll degradation but also the transition of beta-carotene into oxidized secondary carotenoids, e.g. astaxanthin.

Carotenoid extraction from the cells of the alga investigated required thorough mechanic disruption by grinding in the mortar with pestle. It is known that the algal species able to produce secondary carotenoids contain sporopollenin in their cell walls. Sporopollenin is the co-polymer of carotenoids, lipids and sometimes phenolic compounds. It is extremely resistant to acid or alkali hydrolysis and microbial degradation. Stability under acetolysis is a diagnostic trait to identify sporopollenin in the cell walls of algae (Atkinson et al., 1972). The pellet of cells of the investigated species was subjected to acetolysis in the mixture of acetic anhydride and concentrated H₂SO₄ (9:1, by volume) at 95 °C for 10 min. The microscopy of the pellet after acetolysis showed intact cell envelopes indicating that the cell walls of the algae under investigation contains sporopollenin.

Thus, the alga species investigated might be regarded as the potential source of carotenoids, possibly astaxanthin. The alga possesses relatively high culture growth rate. Further research is necessary on exact species taxonomic attribution, factors of carotenoid accumulation induction, cell carotenoid content HPLC confirmation, and effective methods of carotenoid extraction from the cells with the cell walls containing sporopollenin.

REFERENCES

Коршиков О.А. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. V. Підклас Протококові (Protococcineae). – Київ: Вид-во АН УРСР. – 440 с.

Разнообразие водорослей Украины / Под ред. С.П. Вассера, П.М. Царенко // Альгология. – 2010. – 10, № 4. – 309 с.

Atkinson A.W., Gunning B.E.S., John P.C.L. Sporopollenin in the cell wall of *Chlorella* and other algae: ultrastructure, chemistry, and incorporation of ¹⁴C-acetate, studied in synchronous cultures // *Planta*. – 1972. – 107, №. 1. – P. 1–32.

Nichols H.W., Bold H.C. *Trichosarcina polymorpha* gen. et sp. nov // *Journal of Phycology*. – 1965. – 1, № 1. – P. 34-38.

Priyadarshani I., Rath B. Commercial and industrial applications of microalgae: A review // *J. algal biomass utln.* – 2012. – 3, № 4. – P. 89–100.

УДК 547.587.1:602.4:574.55:[582.263+582.521.43+595.324]

О.М. УСЕНКО¹, І.М. КОНОВЕЦЬ¹, Л.С. КІПНІС¹, М.Г. МАРДАРЕВИЧ¹, М.А. ЯНЮК²

¹ Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграду 12, Київ 04210, Україна

² Київський національний університет імені Тараса Шевченка,

Вул. Володимирська 60, Київ 01033, Україна

ВПЛИВ САЛЦИЛОВОЇ КИСЛОТИ НА ГІДРОБІОНТІВ РІЗНИХ ТРОФІЧНИХ РІВНІВ ПРИ ЇХ ВИРОЩУВАННІ В ШТУЧНИХ УМОВАХ

Важливою складовою реакцій рослин на дію несприятливих чинників різної природи є підвищення вмісту в клітинах сигнальних молекул, іонів, стресових фітогормонів та метаболітів. Ефект підвищення стійкості рослин до різних стресорів може бути отриманий за допомогою багатьох екзогенних сполук, здатних активувати сигнальну мережу, а відповідно і захисні реакції (Калушаєв, Карпец, 2009). Існує велике різноманіття біологічно активних речовин (феноли, терпени, індоли, алкалоїди, гідроароматичні сполуки, вуглеводні та інші), за присутності яких у водному

середовищі в тих чи інших концентраціях відбувається гальмування або стимуляція функціональної активності водоростей (Тамбиев, 1984).

Особливості реакції водоростей на дію біологічно активних речовин фенольної природи можуть бути одним із чинників формування структури фітопланктону в континентальних водоймах внаслідок хімічної взаємодії вищих водяних рослин і водоростей. Різні види водяних рослин виділяють специфічні метаболіти, які в сукупності створюють у водоймах хімічне середовище, яке може бути сприятливим або несприятливим для тих чи інших безхребетних (Гуревич, 1973). Їх дія є неспецифічною, тобто високі дози або тривалі впливи викликають пригнічення, малі концентрації та короткочасні впливи – стимулюють життєдіяльність гідробіонтів (Сакевич, Усенко, 2008).

Не менш важливим напрямком використання біологічно активних речовин є підвищення продуктивності біомаси гідробіонтів при їх вирощуванні у штучних умовах. Саліцилова кислота є ендogenous поліфункціональним біорегулятором фенольної природи, що бере участь у клітинному сигналіngu, ростових процесах, формуванню адаптивних реакцій рослин. Показано, що вона є стимулятором росту рослин та модулятором про- та антиоксидантної рівноваги у результаті активації пероксидаз, що відповідають за стрес-індукуючі утворення активних форм кисню (Колупаев и др., 2004). Але слід зазначити, що єдиної думки стосовно механізмів стимулюючої дії саліцилової кислоти на гідробіонтів поки не існує.

Метою роботи було дослідження направленості дії саліцилової кислоти на ріст культур зелених водоростей *Selenastrum gracile* Reinsch. IBASU-317 і *Monoraphidium griffithii* (Berk.) Komark.-Legner. HPDP-105, *Acutodesmus acuminatus* (Lagerh.) Hegew. et Hanagata IBASU-245 на різних стадіях росту, продуктивність *Daphnia magna* Straus та ріст *Lemna minor* L.

Водорості вирощували на середовищі Фитцджеральда в модифікації Цендера и Горема в діапазоні температур 22–26 °С, при інтенсивності освітлення 2,5 клк, з чергуванням світлого і темного періодів 16:8. Дію саліцилової кислоти (кваліфікація х.ч.) вивчали в діапазоні концентрацій 0,05–3,2 мг/дм³. При дослідженні зелених водоростей експозиція складала 14 діб, додавання кислоти проводили на 1, 7, 21 добу. Експозиція гіллястовусих ракоподібних становила 21 добу, підміну середовища проводили на 7 та 14 добу. Фіксували смертність дослідних тварин та підраховували кількість народженої молоді. Вплив саліцилової кислоти на рясці малій *Lemna minor* L. досліджували в діапазоні концентрацій 0,25–8,0 мг/дм³ протягом 21 доби, по закінченні часу експозиції підраховували кількість листеців та фіксували морфологічні відхилення (ISO 20079:2005).

За дії саліцилової кислоти на різні види зелених водоростей за різних концентрацій відбувається як стимулювання, так і пригнічення відносної швидкості росту. Найбільше стимулювання відносної швидкості спостерігалось у *Monoraphidium griffithii* при додаванні кислоти на 1 добу досліджень в концентраціях 0,05–0,8 мг/дм³ та *Selenastrum gracile* – на 21 добу. Найбільше пригнічення цього показника за дії саліцилової кислоти відбувалось у *Acutodesmus acuminatus* у концентраціях 0,2–1,6 мг/дм³ на 21 добу експерименту. Характерною особливістю для всіх досліджених водоростей було стимулювання відносної швидкості росту при додаванні кислоти на 1, 7, 21 добу у діапазоні концентрацій 0,05–0,1 мг/дм³. Також слід зазначити, що найбільша швидкість росту біомаси зелених водоростей отримана для *Monoraphidium griffithii* у 1 добу експозиції, для *Selenastrum gracile* – на 7 добу (лаг-фаза), а *Acutodesmus acuminatus* – на 21 добу (стаціонарна фаза).

У наявній літературі існує досить обмежена кількість даних щодо дії саліцилової кислоти на *Daphnia magna*. Отримана у роботі (Wang, Lay, 1989) середньолетальна концентрація саліцилової кислоти при 24-годинній експозиції (LC₅₀²⁴) становила 230 мг/дм³, що згідно Директиви 67/548/ЕС дозволяє віднести цю речовину до категорії

нетоксичних для дафній. Проте ці дослідження були проведені без коригування рН, величина якого за цієї концентрації саліцилової кислоти становила 6,5 одиниць. За умов коригування рН до 7,45 величина LC_{50}^{48} була значно вищою – 870 мг/дм³ (Kamaea et al., 2005). У хронічних (21 доба) дослідах за показником плодючості середньоєфективна концентрація (EC_{50}) цієї речовини за умов некоригованого рН становила 120 мг/дм³, при чому за концентрації 20 мг/дм³ зниження питомої плодючості у порівнянні з контролем становило 38 % без урахування смертності дослідних самиць на початку експерименту (Wang, Lay, 1989). В іншому дослідженні не діяльна концентрація саліцилової кислоти у хронічному досліді (NOEC) була встановлена на рівні 10 мг/дм³ (Kalbfus, Kopf, 1998).

Наші експерименти показали, що саліцилова кислота у дослідженому діапазоні концентрацій чинить неспецифічну дію на *Daphnia magna*, що проявляється у дозо-незалежному підвищенні смертності ювенільних самиць у перші 5 діб експозиції. Так, за дії концентрацій 0,1, 0,4, 0,8 та 3,2 мг/дм³ цей показник становив 8, 42, 33 та 17 % відповідно. При цьому час першого вимету незначно збільшується при концентрації 0,8 мг/дм³. Це призводить до статистично достовірного зменшення плодючості у перерахунку на кількість посаджених у дослід самиць у діапазоні концентрацій 0,4–3,2 мг/дм³. Цікаво зауважити, що протягом подальшого експерименту не спостерігається ані смертності посаджених у дослід самиць, ані їх партеногенетичних нащадків, що досить не очікувано, зважаючи на періодичну зміну середовища. При перерахунку сумарної плодючості на кількість самиць, що вижили протягом перших діб експозиції, різниця з контрольними показниками не виявляється. Така невідповідність виявлених відхилень класичному прояву токсичної дії може пояснюватись явищем «батьківського ефекту» – адаптації нащадків до несприятливої дії чинника завдяки позагенетичним змінам, обумовленим умовами життя батьків. Вважається, що механізмом такого явища можуть бути епігенетичні зміни геному, наприклад метилювання деяких ділянок ДНК або ацетилювання гістонових білків ще на ембріональній стадії розвитку (Alekseev, Lampert, 2001).

Експерименти на *Lemna minor* L. показали, що саліцилова кислота не чинить на неї вираженої токсичної дії у жодній з досліджених концентрацій. У максимальних концентраціях 4,0 та 8,0 мг/дм³ за незначної стимулюючої дії кислоти на приріст кількості листеців (12,0 та 10,2 %) порівняно з контролем, виявлено збільшення морфологічних відхилень (поява хлорозів і некрозів листових пластинок, зменшення їх площі) на 15,0 та 22,0 % відповідно. Найвищі показники приросту листеців ряски спостерігались в концентраціях 0,5 та 1,0 мг/дм³. Загальна кількість листеців в концентрації 1,0 мг/дм³ на 42,5 % перевищувала показники контролю, а у концентрації 0,5 мг/дм³ – на 28,5 %. При цих концентраціях спостерігалось і збільшення лінійних розмірів корінців у порівнянні з контролем.

Результати проведених досліджень свідчать про те, що найбільш перспективними для підвищення продуктивності зелених водоростей є концентрації саліцилової кислоти в діапазоні 0,05–0,1 мг/дм³ при додаванні її у середовище культивування *Monoraphidium griffithii* у 1 добу експозиції, для *Selenastrum gracile* – на 7 добу, а *Acutodesmus acuminatus* – на 21 добу. Достовірний приріст кількості листеців *Lemna minor* L. виявлено у концентраціях 0,5 та 1,0 мг/дм³.

На відміну від дії на рослинні організми, саліцилова кислота в діапазоні досліджених концентрацій (0,1–3,2 мг/дм³) не призводила до стимулювання плодючості *Daphnia magna* протягом 21 доби експозиції, а на початковому етапі навіть чинила помірну токсичну дію за показником виживання тест-організмів. Проте для їх нащадків негативні ефекти не були виявлені, що може свідчити про наявність у планктонних ракоподібних специфічних і ефективних механізмів адаптації до підвищеного вмісту фенолкарбонових кислот у середовищі існування.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Гуревич Ф.А. Фитонциды водных и прибрежных растений, их роль в гидробиоценозах: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Иркутск, 1973. 59 с.

Колупаев Ю.Е., Акинина Г.Е., Карпец Ю.В., Паталах Й.И. Зависимость влияния экзогенного салицилата на активность гваяколпероксидазы и теплоустойчивость колеоптилей пшеницы от состояния Ca^{2+} -каналов // Вісник Харківського національного аграрного університету. Серія біологія. – 2004. – Вип. 5, №5. – С. 52–56.

Калупаев Ю.Е., Карпец Ю.В. Салициловая кислота и устойчивость растений к абиотическим стрессорам // Вісник Харківського аграрного університету, Серія Біологія, 2009, вип. 2 (17). – С. 19–39.

Сакевич О.Й., Усенко О.М. Алелопатія в гідроекосистемах. – К.: Логос, 2008. 342 с.

Тамбиев А.Х. Реакционная способность экзометаболитов растений. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1984. – 73 с.

Alekseev V., Lampert W. Maternal control of resting-egg production in *Daphnia* // Nature. – 2001. – Vol. 414. – P. 899–901.

ISO 20079:2005. Water quality-Determination of the toxic effect of water constituents and waste water on duckweed (*Lena minor*) – Duckweed growth inhibition test.

Kamaya Y., Fukaya Y., Suzuki K. Acute toxicity of benzoic acids to the crustacean *Daphnia magna* // Chemosphere. – 2005. – Vol. 59. – P. 255-261.

Kalbfus W., Kopf W. Erste Ansätze zur ökologischen Bewertung von Pharmaka in Oberflächengewässern // Muench. Beitr. Abwasser-, Fisch.- Flussbiol. – 1998. – Vol. 51. – P. 628–652.

Wang W.H., Lay J.P. Fate and effects of salicylic acid compounds in freshwater systems // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 1989. – Vol. 17, Is.3. – P. 308–316.

УДК 57.017.73, 57.022

Г.І. ФАЛЬФУШИНСЬКА¹, О.І. ГОРИН¹, О.О. ФЕДУРУК¹, І. СОКОЛОВА²,
П. ЖИМСЬКИЙ³

¹ Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка, вул. Максима Кривоноса 2, Тернопіль 246027, Україна

² Університет Росток, Росток 18051, Німеччина

³ Медичний університет імені Кароля Марцинковського у Познані, вул. Олександра Фредрі 10, Познань 61701, Польща

ВПЛИВ ЕКСТРАКТІВ ЦІАНОАКТЕРІЙ ПОРЯДКУ NOSTOCALES НА МОЛЕКУЛЯРНІ СИСТЕМИ СМУГАСТОГО ДАНІО *DANIO RERIO**

Протягом останнього часу спостерігається поширення синьозелених водоростей в поверхневих водах і збільшення кількості випадків цвітіння води за їх участі (O'Neil et al., 2012). Як було показано, очікується експансія Ностокових в нові місця проживання і з наступною інтеграцією їх в екосистеми, а відтак порушення їх стійкості. Це підтверджується, наприклад, збільшенням частоти поширення *Raphidiopsis (Cylindrospermopsis) raciborskii* за останні десятиліття, особливо в зонах з помірним кліматом (Rzymiski et al., 2014). Це явище можна пояснити високою фенотиповою пластичністю, зміною клімату та антропогенною евтрофікацією. Як відомо, види, що належать до роду *Cylindrospermopsis* і *Aphanizomenon*, є ефективними продуцентами токсичних вторинних метаболітів, а саме: цитотоксичного циліндроспермопсину (CYN), нейротоксичних сакситоксину (STX) і анатоксину (ATX), гепатотоксичного мікроцистину (MC), тератогенних поліметокси-1-алкенів (РМА) і можуть викликати

прояви цитотоксичності у представників флори та фауни водойм, у тому числі безхребетних та хребетних тварин. На сьогоднішній день все ще існують прогалини в знаннях щодо токсичності Ностокових. Це особливо стосується поширених видів, які мешкають в прісних водоймах Європи. Відтак, метою даного дослідження було встановити особливості відповіді молекулярних стресорних систем смугастого даніо (*Danio rerio*) до впливу екстрактів ціанобактерій та порівняти прояви токсичності з такими, що проявляються за впливу комерційних препаратів циліндроспаермопсину (CYN) та мікроцистину (MC-LR).

Дослідження проводили на дорослих особинах смугастого даніо *Danio rerio* чоловічої статі. Було сформовано шість груп тварин: контрольна (К-група), три групи, яким безпосередньо у воду додавали 0,05% екстракти ціанобактерій порядку Nostocales, зокрема *Aphanizomenon gracile* (штам BUSZ 2 та SAG 31.79) та *Raphidiopsis raciborskii* (штам SAG 1.97). Як позитивний контроль, тварин піддавали експозиції комерційними препаратами ціанотоксинів циліндроспермопсину (CYN) та мікроцистину (MC-LR) в концентрації 25 мкг/л. Всі досліджувані штами не продукували циліндроспермопсин та мікроцистин, згідно проведених аналізів з використанням рідинної хроматографії з мас-спектрометрією. Концентрації ціанотоксинів відповідали діапазону їх концентрацій у забруднених поверхневих водах під час «цвітіння води». Тривалість експерименту становила 14 діб. Клітинну відповідь на стрес оцінювали за показниками, рекомендованими стандартизованими протоколами та які проявили себе як найбільш чутливі у реакціях на стрес, зумовлений дією ціанотоксинів, та відповідно до гіпотетичних механізмів впливу ліпофільних біоактивних сполук. Визначали експресію генів i) апоптозу (*Cas3a*, *Cas3b*, *Bcl2*, *BAX*, *p53*, *MAPK*, *JUN*, *Nrf2*); ii) детекції та репарації ушкоджень ДНК (*GADD45*, *RAD51*, *XPC*); iii) метаболізму ліпідів (*PPARa*, *FABP1*, *PLA2*) та iv) фосфорилування/дефосфорилування (*PPP6*, *PPM1*). Також визначали ключові показники системи антиоксидантного захисту (каталазна активність, вміст загального глутатіону), які потенційно володіють здатністю до знешкодження активних форм кисню та рівень окисного ушкодження ліпідів та протеїнів, ступінь фрагментації ДНК та холінестеразну активність у мозку, як показник нейротоксичних ефектів.

Окисний стрес, який виникає внаслідок порушення балансу між утворенням та знешкодженням активних форм кисню, вважається неспецифічною ознакою впливу несприятливих чинників різного походження на тварин. Результати проведених досліджень свідчать, що за дії як екстрактів ціанобактерій так і комерційних препаратів ціанотоксинів у печінці смугастого даніо проявляються ознаки окисного стресу, як збільшення рівня карбонільних похідних протеїнів та ТБК-АП), порівняно з відповідним контролем.

За умов експозиції у тварин пригнічується активність протеїнових фосфатаз (за результатами визначення експресії *PPP6*, *PPM1*), з'являються ознаки нейротоксичності як пригнічення холінестеразної активності (за винятком MC-LR групи) та цитотоксичності як збільшення розривів ланцюгів ДНК та експресії *GADD45* узгоджено із відсутністю активації репаративних процесів визначеною за *RAD51*. За дії всіх експериментальних чинників з'являються ознаки активації апоптозу за збільшенням експресії ізоформ каспази 3 (*Cas3a* та *Cas3b*, до 325%) на тлі збалансованої відповіді про- та антиапоптичних факторів *BAX* та *Bcl2* (за виключенням CYN та BUSZ2 груп). Також, біологічно-активні секрети синьо-зелених водоростей проникаючи через мембрану викликають збільшення експресії *FABP1* та спрощують трансмембранний транспорт ліпофільних сполук, низка з яких є цито- та генотоксичними. Ступінь пошкоджувальної дії досліджуваних екстрактів зменшується в ряді SAG 31.79 > SAG 1.97 > BUSZ2.

Для інтегрального аналізу одержаних результатів ми використали статистичний метод побудови бінарного класифікаційного дерева з використанням CART алгоритму,

який імітує природний процес мислення при диференційній діагностиці. Застосування цього підходу дозволило виділити специфічні ознаки молекулярної відповіді досліджуваних груп риб на дію ціанотоксинів. Визначальна роль у диференціації груп належить експресії *Cas3a*, *FABP1*, *PPP6* та активності холінестерази.

Доведено, що одним з найбільш ймовірних механізмів гепатотоксичності мікроцистину вважають пригнічення серин-треонінових протеїн фосфатаз, насамперед PP1 та 2A (Moore et al., 2016). Разом з тим, інгібуючої активності циліндропермопсину щодо PP1 та 2A не доведено (Chong et al., 2002). За результатами проведених експериментів нами було відзначено універсальний характер відповіді – пригнічення експресії протеїнових фосфатаз серин-треонінової *PPP6* та лейцин-карбоксил метилтрансферази *PPM1*, що указує на і) існування інших таргетних окрім PP1 та 2A протеїнових фосфатаз щодо токсичних впливів ціанотоксинів та ii) подібність механізмів пошкоджувальної дії MC-LR та CYN, а також досліджуваних екстрактів Ностокових.

Карбонілювання протеїнів та утворення малонового діальдегіду, як кінцевих продуктів окисної деструкції протеїнів та ліпідів відповідно вважаються визнаними маркерами окисного ушкодження, неспецифічними до природи чинника. Нами було показано, що у всіх дослідних групах, не залежно від природи діючого чинника концентрація КПП та ТБК-АП у печінці тварин істотно зростала. Очевидно, накопичення продуктів окисної деструкції протеїнів та ліпідів у печінці риб пов'язано з пригніченням процесів їх елімінації за участю протеасом та мітохондрій відповідно (Ayala et al., 2014, Jung et al., 2014) та супроводжується ушкодженням ДНК, зареєстрованим як збільшення фрагментації ДНК та експресії *GADD45*. Одержані результати відповідають отриманим нами попередньо на клітинах корошових риб в умовах *in vitro* за дії екстрактів ціанобактерій Nostocales (Falfushynska et al., 2019).

Проведені нами дослідження дозволили встановити подібність відповіді молекулярних стресорних систем смугастого данію до комерційних препаратів CYN та MC-LR. Причому, згідно з результатами методу головних компонент та обрахунку міжгрупової відстані Махаланобіса, відповідь штаму SAG 1.97 максимально наближена до такої за дії CYN, а SAG 31.79 – до мікроцистину. Позаяк, досліджувані нами екстракти ціанобактерій європейських штамів не продукують ні CYN ні MC-LR, можна припустити що вони секретують інші, наразі неідентифіковані ціанотоксини, які мають подібні прояви токсичності та механізми впливу до CYN та MC-LR. А відтак це питання вимагає подальших досліджень та встановлення хімічної структури та властивостей біологічно-активних секретів європейських штамів *Aphanizomenon gracile* та *Raphidiopsis raciborskii*.

Відтак, екстракти ціанобактерій, які не продукують циліндропермопсину та мікроцистину можуть чинити істотну пошкоджуючу дію на молекулярні стресочутливі системи корошових риб на прикладі смугастого данію, у тому числі викликати окисний стрес, розлади нейро-гуморальної системи, порушення ліпідного обміну, ініціювати апоптоз та ушкодження ДНК на тлі пригнічення репаративних процесів. Відповідь риб можна розцінити як перевищення лімітів толерантності до стресу відповідно до низки ознак цито- та генотоксичності.

**Робота виконана за підтримки Міністерства освіти і науки України (НДР №133Б, МВ-1) та фундації Александра Гумбольдта*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Ayala A., Muñoz M.F., Argüelles S. Lipid peroxidation: production, metabolism, and signaling mechanisms of malondialdehyde and 4-hydroxy-2-nonenal // Oxid Med Cell Longev. – 2014. – 2014. – P. 360438

Chong M.W., Wong B.S., Lam P.K., Shaw G.R., Seawright A.A. Toxicity and uptake

mechanism of cylindrospermopsin and lophyrotomin in primary rat hepatocytes // *Toxicol.* – 2002. – 40, №2. – P. 205-211.

Falfushynska H., Horyn O., Brygider A., Fedoruk O., Buyak B., Poznansky D., Poniedzialek B., Kokociński M., Rzymiski P. Is the presence of Central European strains of Raphidiopsis (*Cylindrospermopsis*) raciborskii a threat to a freshwater fish? An in vitro toxicological study in common carp cells // *Aquatic Toxicology*. – 2019. – 206. – P. 105-113.

Jung T., Höhn A., Grune T. The proteasome and the degradation of oxidized proteins: Part II - protein oxidation and proteasomal degradation // *Redox Biol.* – 2014. – 2. – P. 99-104.

Moore C.E., Juan J., Lin Y., Gaskill C.L., Puschner B. Comparison of Protein Phosphatase Inhibition Assay with LC-MS/MS for Diagnosis of Microcystin Toxicosis in Veterinary Cases // *Mar Drugs*. – 2016. – 14, №3. – pii: E54.

O'Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A., Gobler C.J. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change // *Harmful Algae*. – 2012. – №14. – P. 313–334.

Rzymiski P., Poniedzialek B., Kokociński M., Jurczak T., Lipski D., Wiktorowicz K. Interspecific allelopathy in cyanobacteria: cylindrospermopsin and *Cylindrospermopsis raciborskii* effect on the growth and metabolism of *Microcystis aeruginosa* // *Harmful Algae*. – 2014. – №35. – P. 1-8.

УДК 577.115 : 597.5

В.О. ХОМЕНЧУК, Б.З. ЛЯВРІН, Т.М. ШИМОНЮК, В.З. КУРАНТ

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка,
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль 46027, Україна

ВМІСТ ТА ФРАКЦІЙНИЙ СКЛАД ЛІПІДІВ М'ЯЗІВ ПРІСНОВОДНИХ РИБ БАСЕЙНУ ДНІСТРА

Вирощування якісної рибної продукції у рибних господарствах значною мірою залежить від екологічного благополуччя водойм. В останні роки спостерігається зниження рибопродуктивності водних об'єктів, зменшення об'ємів виловів та погіршення якості рибної продукції, що обумовлюється як глобальними змінами клімату, так і посиленням антропогенного тиску. Особливо вразливими є малі річки, так як ступінь забруднення їх значно вище порівняно із середніми і великими ріками, що пов'язано з нижчою здатністю до самоочищення (Вишневецький, 1994).

Сказане вимагає створення нових технологічних процесів вирощування та вилову водних ресурсів, постійного впровадження науково-обґрунтованих природоохоронних і екологічних заходів з урахуванням видових особливостей їхтїофауни, а також стану водного середовища (Стасишен, 2010).

Враховуючи те, що на сучасному етапі надзвичайно важливими є заходи щодо приведення рибної продукції у відповідність зі стандартами ЄС, актуальним є вивчення кількості ліпідів та їх фракційного складу у м'язах прісноводних риб. Дане дослідження має першочергове значення для вивчення якості рибної продукції. Окрім того вміст та співвідношення окремих класів ліпідів в тканинах різних видів риб є досить лабільною системою, яка відображає адаптивні зміни в організмі та залежить від екологічних умов, раціону, рухової активності, віку тощо (Грициняк, 2010).

Тому метою нашої роботи було визначення ліпідного складу м'язової тканини коропа, карася, щуки та окуня, виловлених у трьох малих річках, що належать до басейну Дністра: Серету, Стрипи та Золотої Липи.

Для досліджень брали коропа (*Cyprinus carpio* L.), карася (*Carassius gibelio* Bloch.), окуня (*Perca fluviatilis* L.) та щуки (*Esox lucius* L.) дворічного віку, масою 290-330 г, 150-230 г, 170-230 г та 200-350 г відповідно. Риб виловлювали траловим методом

безпосередньо перед експериментом в осінній період, транспортували в лабораторію. Для дослідження відбирали тканини білих м'язів спини. Ліпіди екстрагували хлороформ-метаноловою сумішшю у відношенні 2:1 за методом Фолча (Орел, 2007).

Кількість загальних ліпідів у тканині визначали ваговим методом. Розділення ліпідів на окремі фракції проводили методом висхідної одномірної тонкошарової хроматографії. Рухомою фазою служила суміш гексану, діетилового ефіру і льодяної оцтової кислоти у відношенні 70 : 30 : 1 (Прохорова, 1982). Одержані хроматограми проявляли в камері, насиченій парами йоду. Для ідентифікації окремих фракцій ліпідів використовували специфічні реагенти і очищені стандарти. Вміст неполярних ліпідів визначали біхроматним методом, а фосфоліпідів - за Васьковським (Vaskovsky, 1985).

Всі одержані дані піддавали статистичній обробці з використанням t-критерію Стьюдента для визначення достовірної різниці.

Аналіз видових особливостей показав практично рівний вміст загальних ліпідів в м'язах щуки, карася та окуня та дещо вищий – в м'язах коропа. Кількість загальних ліпідів свідчить про активність анаболічних процесів і мобілізацію ліпідів як джерела енергії, або ж про їх використання в адаптивних перебудовах метаболізму і структурних компонентах клітини (Климов, 1999). Разом з тим найнижчі показники абсолютного вмісту загальних ліпідів спостерігалися у досліджуваних видів риб виловлених з р. Золота Липа. Очевидно це обумовлено несприятливими екологічними умовами у даній річці та недостатнім вмістом жирів у раціоні риб.

Враховуючи варіабельність сумарної кількості ліпідів у м'язовій тканині риб, що мешкають у екологічно різних біотопах, виникає необхідність встановлення змін щодо співвідношення кількості основних їх класів. Нами було ідентифіковано триацилгліцероли (ТАГ), диацилгліцероли (ДАГ), неестерифіковані жирні кислоти (НЕЖК), холестерол (ХЛ), моноацилгліцероли (МАГ) та фосфоліпіди (ФЛ).

У м'язах коропів частки ФЛ із річок Серет, Стрипа і Золота Липа значимо відрізнялися та становили 47,4 %, 45,7 % та 38,9 % відповідно від загальної кількості ліпідів. Аналіз відсоткового вмісту неполярних ліпідів показав, що найбільшим у м'язах коропа є вміст НЕЖК (від 14,5 % у р. Серет до 16,1 % у р. Стрипа) та ХЛ (від 14,7 % у р. Серет до 23,3 % у р. Золота Липа). При цьому вміст ХЛ зростає в ряду риб виловлених з річок Серет→Стрипа→Золота Липа. Слід відмітити доволі високий вміст МАГ (11,3 %), НЕЖК (15,7 %) та найнижчий вміст ТАГ (7,2 %) у риб із річки Золота Липа, що вказує на активне використання ліпідів для енергетичного забезпечення пристосування організму коропа до несприятливих умов існування. Найвищий відсотковий вміст ТАГ (11,2 %) та порівняно невисока кількість НЕЖК (14,5 %), ДАГ (4,6 %) та МАГ (7,5 %) в тканинах м'язів коропа було відмічено для риб виловлених із р. Серет. Разом з тим потрібно відзначити, що найменша кількість МАГ спостерігалася у коропів із річки Стрипа.

У м'язовій тканині карасів виловлених із річок Серет, Стрипа та Золота Липа частки фосфоліпідів становили 37,1%, 36,9 % та 32,3 % від загального вмісту ліпідів. Аналіз отриманих даних щодо вмісту фракцій нейтральних ліпідів в тканинах м'язів карася досліджуваних водойм показав, що найбільшого антропогенного впливу зазнавала р. Золота Липа. Так, як і в коропа, найнижчим рівень ТАГ був у м'язах риб виловлених з цього водотоку, тоді як вміст НЕЖК та МАГ при цьому був найвищим. Ймовірно має місце гідроліз ТАГ та ДАГ з утворенням НЕЖК і МАГ, що активно використовуються для енергетичних потреб організму риб. Вміст ХЛ у м'язах карася був доволі високим і становив 16,9 %, 19,3 % та 15,2 % від загального вмісту ліпідів для риб із річок Серет, Стрипа та Золота Липа. Проте значимих відмінностей щодо вмісту ХЛ у досліджуваних групах риб нами відмічено не було.

Характер розподілу ліпідів в тканинах і органах різних видів і екологічних груп залежить від умов середовища, рухової активності, віку тощо. Розміщення основних запасів жиру в м'язовій тканині характерне для хижих видів, зокрема щуки та окуня

(Лав, 1976). У м'язах щуки в ряду досліджуваних річок Серет, Стрипа та Золота Липа частки фосфорвмісних ліпідів зменшувалися та становили 44,1 %, 42,0 % та 30,7 % відповідно.

Разом з тим якщо проаналізувати вміст неполярних ліпідів в м'язовій тканині щуки, то на відміну від фосфоліпідів, було відмічене зростання кількості ХЛ, ТАГ та НЕЖК для вищезазначеної послідовності річок. Накопичення ТАГ є типовою реакцією на дію несприятливих чинників, у тому числі токсикантів, оскільки збільшення вмісту ТАГ співвідноситься з ущільненням і зменшенням плинності мембран що свідчить про їх участь у формуванні бар'єрів, що перешкоджають проникненню токсиканту у клітину (Katz, 1989). Зростання кількості ХЛ, як правило, супроводжується зменшенням розрідженості клітинних ліпідів та їх вибіркової проникності, зниженням катіонної проникності мембрани, інгібуванням більшості ліполітичних ферментів (Мецлер, 1990).

Слід відмітити, що, як і в м'язовій тканині коропа та карася, спостерігалися доволі високі концентрації НЕЖК (19,3 %) та МАГ (6,8 %) у *E. lucius* із річки Золота Липа, що говорить про несприятливі умови існування риб у цій водоймі. Найвищим відсотковий вміст ДАГ було виявлено у щук із р. Серет, тоді як представників двох інших досліджуваних груп він був нижчим і практично не відрізнявся.

Порівняльна характеристика фракційного розподілу ліпідів в м'язовій тканині окуня із досліджених водойм показала, що він має дещо схожий характер із коропом та карасем. Так, було відмічене зниження відсоткового вмісту ТАГ та зростання частки НЕЖК в м'язах окуня у ряді річок Серет → Стрипа → Золота Липа. Очевидно триацилгліцероли використовуються для синтезу фосфоліпідів та збільшення пулу неетерифікованих жирних кислот, які використовуються для енергетичного забезпечення адаптивних пристосувань до несприятливих, у тому числі токсичних чинників (Lewis, 2000).

Слід зазначити, що у м'язовій тканині окуня вміст фосфоліпідів із досліджуваних водотоків, в цілому, був найвищим серед досліджуваних видів риб і становив 45,7 %, 46,0 та 39,1% відповідно для риб з річок Серет, Стрипа та Золота Липа. Характерною особливістю окуня є те, що відсоткові частки ДАГ і МАГ у м'язовій тканині були приблизно однакові для усіх досліджуваних річок і знаходились в межах від 5,3 до 6,9 %. Відсотковий вміст ХЛ у м'язах окуня зростав у ряду річок Серет → Стрипа → Золота Липа від 15,6 до 19,9 %.

Отже, насамперед слід відмітити видові особливості фракційного складу ліпідів в м'язовій тканині риб, що залежать від екологічних умов існування та кількості жирів у раціоні. Слід зазначити, що найменш екологічно благополучною з досліджених водотоків є Золота Липа. Так, у м'язах риб, виловлених з даної річки, порівняно з річками Серет та Стрипа, менша кількість загальних ліпідів, ТАГ, ФЛ і, в цілому, вищий відсотковий вміст МАГ та НЕЖК. Показники загального вмісту ліпідів у м'язовій тканині прісноводних риб та їх фракційного складу можуть бути використані для оцінки якості рибної продукції.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Вишневський В.І. Про стан малих річок України // Меліорація і водне господарство. – 1994. – Вип.80. – С.47–58.

Климов А. Н., Никульчева А.Н. Обмен липидов и липопротеидов и его нарушения. – СПб.: Питер-ком., 1999. – 512с.

Лав Р. М. Химическая биология рыб. – М.: Пищевая промышленность, 1976. – 349с.

Мецлер Д. Биохимия: Химические реакции в живой клетке. – М.: Мир, 1990. – Т. 2. – 608 с.

Орел Н. М. Биохимия липидов. – Минск: БГУ, 2007. – 37с.

Прохорова М. И. Методы биохимического исследования. — Л.: Изд.ЛГУ, 1982. — 222 с.

Стасишен М.С. Екологізбалансований розвиток рибогосподарського комплексу України. — К.: РВПС України НАН України, 2010. — 323 с.

Katz B. Relationship of aquatic organisms to the letality of toxicants: a broad overview with emphasis on membrane permeability // *Aquatic toxicology*. — Philadelphia: American society for testing and materials, 1989. — P. 62–76.

Lewis R.N.A.H., McElhaney R. N. Surface charge markedly attenuates the nonlamellar phase-forming properties of lipid bilayer membranes: calorimetric and ³¹P-nuclear magnetic resonance studies of mixtures of cationic, anionic, and zwitterionic lipids // *Biophys. J.* — 2000. — Vol. 79, № 3. — P. 1455–1464.

Vaskovsky V.E., Kastetsky E.V., Vasedin I.M. A universal reagent for phospholipids analysis // *J. Chromatogr.* — 1985. — Vol. 114. — P. 129–141.

УДК 577.15

В.Є. ЯКИМЕНКО¹, С.А. ПЕТРОВ¹, М.Р. ТАТАРОВ²

¹Одеський національний університет імені І. І. Мечникова,
пров. Шампанський ,2, Одеса 65058, Україна

²Національний університет «Одеська морська академія»,
вул. Дідріхсона,8, Одеса 65028, Україна

ВПЛИВ ТІАМІНУ ТА ТІОХРОМУ НА РОЗМНОЖЕННЯ ГІДРОБІОНТІВ

В наших роботах був показаний позитивний вплив тіаміну та тіохрому на процес біосинтезу нуклеїнових кислот. Тому наступною задачею було показати універсальність дії тіохрому на біосинтез нуклеїнових кислот на різних філогенетичних рівнях. Для цього були проведені дослідження на водоростях *Chlorella vulgaris* та рибках *Danio margaritatus* (S. A. Petrov etc., 2016).

Вітаміни виконують важливу роль в специфічних обмінних процесах у безхребетних. Деякі з них необхідні для більшості тварин. Інші можуть синтезувати самі тварини. Для безхребетних має більше значення група водорозчинних вітамінів, ніж жиророзчинних. Роль вітамінів в організмі безхребетних тварин мало вивчена. Одним з найважливіших водорозчинних вітамінів є тіамін та його метаболіти.

Дослідження дії вітамінів на розмноження мешканців водного середовища майже не вивчені, і представляють собою важливе та актуальне направлення в екології. Відомо, що деякі водорості здатні виділяти в водне середовище біологічно активні речовини. Та все ж виділення вітамінів не було достатньо досліджено. За деякими даними відомо, що певні види водоростей здатні виділяти кобаломін, каротин, тіамін, аскорбінову кислоту та ін. (Балтарджи Р. А., 2005; Щербак В. І. та ін., 2002).

Вивчення метаболізму тіаміну в організмі як гідробіонтів так і інших організмів, є дуже актуальною в області вітамінології. Так як це дає змогу оцінити вплив вітаміну В₁ на здатність розмноження, та прослідкувати метаболічні перетворення цього вітаміну в процесі катаболізму. Такі дослідження дають змогу розширити уявлення про тіамін, та про його коферментні функції.

Для проведення дослідження використовували акваріуми до яких вносили тіамін та тіохром в концентраціях близьких до природних.

Кількість клітин *Chlorella* підраховували в рахувальній камері, а кількість ікри *Danio* підраховували візуально. Визначали сумарний вміст нуклеїнових кислот (Северин С. Е., 1986). Кількість клітин *Chlorella vulgaris* підраховували через 12 годин. В експериментах з *Danio margaritatus* через 20 діб підраховували кількість ікри.

Для аналізу користувалися методами статистичної обробки з використанням параметричних методів розбіжності (Рокицький П. Ф., 1967).

В дослідженнях було виявлено, що внесення до акваріуму тіаміну не надавало позитивної дії на процес поділу *Chlorella vulgaris*, тоді як тіохром, навпаки, показав стимулюючий ефект більш ніж на 50% на відміну від контрольної групи.

Аналогічні спостереження були відмічені і в експериментах з *Danio margaritatus*, так за внесення тіаміну були відмічені незначні зниження показнику в порівнянні з контрольною групою, тоді як тіохром майже на 90 % показав позитивний результат.

Отримані дані стали підставою, для подальшого вивчення механізму активації тіохромом поділу клітин. За допомогою дослідження вмісту нуклеїнових кислот в клітинах *Chlorella vulgaris* та гонадах *Danio margaritatus*. Саме вміст ДНК та РНК є важливим показником росту клітин та організму загалом (Якименко В. Є. та ін., 2015).

Дослідження вмісту нуклеїнових кислот показали, що сам тіамін не має позитивного впливу, тоді як його некоферментна форма, позитивно впливає на показники вмісту ДНК та РНК в порівнянні з контрольною групою.

За результатами проведених досліджень, а також літературними даними встановлено, що саме тіохром здатен позитивно впливати на синтез нуклеїнових кислот та приймати участь в процесах поділу клітин та розмноженні. З'ясовано, що тіамін не надає позитивного впливу на поділ клітин та на продукування ікри у риб. Тоді як тіохром сприяє прискоренню цих процесів. Виявлені ефекти некоферментної форми тіаміну пов'язані з можливістю активувати утворення нуклеїнових кислот у досліджуваних організмів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Балтаджи Р.А. До питання визначення природної продуктивності водойм//Рибне господарство. – 2005. Вип.64. – с. 49-55.

Рокицкий П.Ф. Биологическая статистика, Минск: Высш. школа. – 1967.

Северин С. Е. Практикум по биохимии// Изд-во МГУ. 1986. С. 162.

Щербак В.І., Майстрова Н.В., Ковальчук Л.А. Гідробіологічний моніторинг водних екосистем// Методичні основи гідробіологічних досліджень водних екосистем. – К., 2002. – С. 41–47.

Якименко В.Е., Петров С.А. Регуляция тиамином и тиохромом уровня нуклеиновых кислот в крови белых крыс/ Вестник ОНУ. – 2015. – Т. 20, вып. 1(36). – С. 23-25.

Petrov S.A., Zamorov V.V., Ustyanska V.O., Yakimenko V.Ye., Budnyak O.K., Chernadchuk S.S., Andriyevsky A.M., Semenova O.A., Karavansky Yu.V., Kravchuk I.O. Administration of thiamine and thiochrome enhanced reproduction of *Chlorella*, *Drosophilla melanogaster* and *Danio* / J.Nutr. Vitaminol. – 2016. – Vol.62. p. 6-11.

М.Г. ЯЧНА, О.П. ТРЕТЯК

Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка,
Г. Полуботка 53, Чернігів 14013, Україна

КОМБІНОВАНА ДІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ПОВЕРХНЕВО-АКТИВНИХ РЕЧОВИН НА КІЛЬКІСНИЙ ВМІСТ ЗАГАЛЬНИХ ЛІПІДІВ ТА АКТИВНІСТЬ ЛІПАЗИ У ДЕЯКИХ ТКАНИНАХ КОРОПА ЛУСКАТОГО (*CYPRINUS CARPIO L.*)

Забруднення водного середовища сполуками металів одна з глобальних екологічних проблем, один з головних значущих факторів регуляції функціонування, продуктивності та еволюції гідроекосистем (Ostroumov, 2008). Ступінь впливу йонів металів, здебільшого токсикантів, на гідробіонтів визначається ймовірністю попадання

в гідросферу абіотичних важких металів, формою знаходження та концентрацією у воді, тривалістю впливу і токсикорезистентність організмів (Грубінко, 2001). Одними з найнебезпечніших сполук важких металів є солі кадмію, ртуті, свинцю та міді, які є високотоксичними і можуть впливати на живі організми навіть у малих концентраціях, а купрум – до групи найпоширеніших у природі важких металів.

Незважаючи на широке вивчення впливу поверхнево-активних речовин на живі системи, не завжди можна знайти інформацію щодо комплексного впливу токсикантів на водні організми.

Відомо, що на відміну від вищих хребетних, риби набагато чутливіші до важких металів, які здійснюють суттєвий вплив на імунологічні реакції організму. Вивчення ліпідного обміну дає можливість оцінити загальний фізіологічний стан організму (Яковенко, 2013), його стійкість, здатність адаптуватись до умов середовища і, зокрема, до токсичних речовин, що забруднюють водойми.

Реакція гідробіонтів на ступінь і характер техногенного забруднення може варіювати від неспецифічної відповіді (адаптація), до патологічних змін (Сеник, 2011). Завдяки структурній гетерогенності ліпіди виступають найбільш інформативними показниками процесу адаптації. Вивчення особливостей обміну ліпідів в крові і тканинах гідробіонтів за умов забруднення води токсичними речовинами різної концентрації стає все більш актуальним.

Процес селективної акумуляції солей важких металів в різних органах риб вивчений достатньо, але їх вплив на процеси обміну речовин вивчено недостатньо, в тому числі комбінований вплив солей важких металів і поверхнево-активних речовин (фосфатів) та внесок іонів важких металів в загальну токсичну дію.

Метою даної роботи було дослідження комбінованого токсичного впливу поверхнево-активних речовин та солей важких металів на активність ліпази і вміст загальних ліпідів в тканинах коропових риб.

Експеримент було проведено на дворічках коропа (*Cyprinus carpio* L.), вирощених у ВАТ «Чернігіврибгосп» з масою тіла від 310 до 480 г. Досліди виконували відповідно до принципів Гельсінської декларації про гуманне ставлення до тварин. Риби утримувались протягом 14 днів в 200-літрових акваріумах з відстояною водопровідною водою: рН - $7,6 \pm 0,3$, вміст кисню - $5,4 \pm 0,5$ мг/л, за температури навколишнього середовища. Риб в акваріумах розміщували з розрахунку 40 л води на одну особину. Концентрацію токсикантів створювали шляхом внесення розрахункових кількостей фосфатів та солей важких металів у гранично допустимій концентрації 2 ГДК.

Активність ліпази в тканинах коропа визначали за Гольдштейном і Роєм. Кількість загальних ліпідів визначали з сульфосфосфоганліновим реактивом (за Целнером-Кіршу). Активність ферменту і рівень загальних ліпідів в тканинах досліджували в гомогенаті на 0,22 М сахарозі (співвідношення 1:10).

Відомо, що за адаптивних перебудов метаболізму і структурних компонентів клітин ліпіди слугують джерелом енергії. Тому, кількість загальних ліпідів в тканинах гідробіонтів дає змогу оцінити активність анаболічних процесів і мобілізацію ліпідів.

У результаті дослідження були отримані дані, що свідчать про наявність певної залежності кількісного вмісту загальних ліпідів та ферментативної активності у тканинах. Наприклад, у м'язах за дії токсикантів вміст загальних ліпідів підвищувався в порівнянні з контролем. За дії солей кадмію кількість загальних ліпідів збільшилась на 33% і становила $32,3 \pm 2,9$ г/л, плюмбум виявив найбільш токсичну дію – 36% і $33,1 \pm 6,3$ г/л відповідно. При цьому, рівень загальних ліпідів в контрольній групі - $24,3 \pm 2,9$ г/л.

У той же час, в тканинах мозку рівень загальних ліпідів зменшувався незалежно від природи токсиканта – на 70% ($15,3 \pm 2,6$ г/л) в порівнянні з контролем.

Неоднозначно змінюється кількість загальних ліпідів в зябрах і печінці: за дії фосфату в зябрах спостерігається зниження на 23% ($25,2 \pm 3,5$ г/л); кадмію –

підвищення на 19% ($39,3 \pm 7,1$ г/л); плюмбуму – 5% ($31,1 \pm 4,9$ г/л). У контролі кількість загальних ліпідів – $32,7 \pm 5,2$ г/л.

У печінці під дією фосфатів і солей кадмію рівень загальних ліпідів знизився на 23% і 21% і склав $28,8 \pm 2,1$ г / л і $30,1 \pm 4,2$ г/л відповідно. За дії плюмбуму рівень їх вмісту підвищився на 13% ($42,9 \pm 7,7$ г/л).

Активність ліпази в тканинах і органах гідробіонтів відображає якісні зміни в енергетичному обміні і, тому, має особливу цінність. За умов експерименту спостерігається підвищення активності ліпази в м'язовій тканині. Це може свідчити про перебудову енергетичного обміну, спрямовану на виживання риб в умовах токсичного середовища. За дії солей купруму активність ліпази становила – $2,41 \pm 0,43$ од. акт. За впливу солей кадмію та плюмбуму – $1,63 \pm 0,27$ та $3,33 \pm 0,46$ од. акт. відповідно. Дія фосфату спричинила зниження показника порівняно з контролем, він становив – $0,31 \pm 0,04$ од. акт.

Щодо активності ліпази у зябрах, то тут спостерігається суттєве зниження показників активності ферменту порівняно з контролем: у випадку дії фосфатів – $0,92 \pm 0,06$ од. акт., солей купруму – $0,45 \pm 0,08$ од. акт., солей кадмію та плюмбуму – $1,65 \pm 0,34$ та $4,16 \pm 0,97$ од. акт. Рівень активності ліпази у контрольній групі становив – $5,04 \pm 0,95$ од. активності. Що свідчить про підвищення активності за дії зазначених токсикантів: фосфатів – 82%, солей купруму, кадмію та плюмбуму – 91%, 67% та 17% відповідно.

Зміни активності ліпази в печінці за дії токсикантів подібні до зміни у м'язах. Відбулось підвищення рівня ферментативної активності за комбінованої з ПАР дії солей купруму, кадмію та плюмбуму – $1,95 \pm 0,39$, $2,55 \pm 0,51$ та $1,46 \pm 0,29$ од. акт. Відповідно у порівнянні з контролем. За впливу фосфатів, навпаки, спостерігаємо зниження активності – $0,31 \pm 0,05$ од. акт. Рівень активності ліпази у контрольній групі становив $0,95 \pm 0,16$ од. акт. Активність ферменту, у порівнянні з контролем, за комбінованого впливу з солями важких металів зросла майже у два рази: за дії купруму та майже у три – за дії кадмію. За впливу ПАР активність зменшилась на 66%.

Для мозку встановлено зниження активності ліпази за впливу всіх зазначених токсикантів. Найбільше зниження активності, порівняно з контролем, спостерігаємо за впливу купруму – на 78% ($0,92 \pm 0,18$ од. акт). Дещо меншу різницю бачимо за впливу солей кадмію – $0,52 \pm 0,09$ од. акт (зменшення на 66%), плюмбуму – $0,45 \pm 0,08$ од. акт. (на 71%) та фосфатів – $0,92 \pm 0,18$ од. акт.(40%).

Таким чином, в процесі адаптації риб до умов навколишнього середовища відбуваються внутрішньоклітинні метаболічні процеси які впливають на інтенсивність відтворення енергії. Вміст загальних ліпідів в тканинах досліджених риб свідчить про адаптивні перебудов обміну речовин, спрямовані на виживання риб в умовах токсичного забруднення солями важких металів та поверхнево-активними речовинами і залежить від природи токсиканта.

Активність ліпази в тканинах і органах риб може виступати показовим чинником якісних змін в енергетичному обміні. Саме тому динаміка зміни активності в тканинах має особливу цінність.

Підвищення активності ліпази забезпечує субстратами як анаболічні, так і катаболічні процеси, що впливає на адаптацію гідробіонтів до дії токсикантів. Характер токсичного впливу залежить від біологічних особливостей виду та хімічних властивостей солей важких металів. Тканина специфічність встановлених змін може бути пов'язана з токсичними навантаженнями на саме на печінку, як основний орган детоксикації у риб.

Знайдена нами залежність між вмістом ліпідів і активністю ліпази у досліджених риб узгоджується з біохімічною закономірністю взаємозв'язку активності ферменту з вмістом субстрату.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Грубінко В. В. Системна оцінка метаболічних адаптацій у гідробіонтів / В.В.Грубінко // Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія Біологія, Спец. випуск: Гідроекологія. – 2001. — № 4 (15). — С. 36—39.

Яковенко, Б. В. Залежність показників крові коропа від природи токсиканту / Б. В. Яковенко, О. П. Третяк, О. Б. Мехед // Научные записки Тернопольского национального педагогического университета. – 2013. – С. 29–35.

Ліпідний склад деяких тканин коропа за дії іонів кадмію / Ю. И. Сенник, В. О. Хоменчук, Б. З. Ляврин [та ін.] // Науч-ные записки Тернопольского национального педагогического университета. – 2011. – С. 216–220.

Ostroumov S. A. Concepts of Biochemical Ecology and Hydrobiology: Ecological Chemomediators/ S.A. Ostroumov // Contemporary Problems of Ecology. — 2008. — Vol. 1, № 2. — P. 238—244.

СЕКЦІЯ III. ІХТІОФАУНА ТА ВОДНІ БІОРЕСУРСИ ПРІСНОВОДНИХ І МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ, СТРАТЕГІЯ ЇЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ ТА ВІДНОВЛЕННЯ

УДК 597.2/.5 (282.247.364)

І.І. АБРАМ'ЮК

Інститут гідробіології НАН України,
Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ДО ХАРАКТЕРИСТИКИ ІХТІОФАУНИ ДЕЯКИХ ПРИТОК СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ*

Річка Сіверський Донець – найбільша права притока Дону (басейн Азовського моря). Довжина 1053 км, площа басейну 98,9 тис км². Бере початок на південних схилах Середньоросійської височини у Белгородській області Росії, далі тече територією Харківської, Донецької і Луганської областей України, впадає в Дон двома рукавами в межах Ростовської області Росії. Має важливе господарське значення як джерело водопостачання та зрошування. У його басейні створено водосховища (зокрема, Печенізьке та Червонооскільське), численні ставки (Географічна енциклопедія..., 1993). За сучасними даними (Шандиков, Гончаров, 2008; Гончаров, 2017а) в українській частині басейну Сіверського Дінця мешкає щонайменше 57 видів риб та 1 вид міног, що належать до 15 родин. З них один вид – стерлядь прісноводна *Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758 – має міжнародну категорію «вразливий» у Європейському Червоному списку (The IUCN...), 23 види занесено до додатку III Конвенції про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі (Convention...), 11 видів внесено до Червоної книги України (Червона книга...). Тому подальші дослідження іхтіофауни регіону, зокрема у малих притоках, що практично не порушені людською діяльністю, мають важливе значення з точки зору збереження та охорони біорізноманіття басейну Сіверського Дінця.

Комплексні гідробіологічні дослідження проводили у Харківській, Донецькій та Луганській областях на правих та лівих притоках Сіверського Дінця (1–5 порядку відносно головної річки), а також у його корінному руслі. При виборі ділянок керувались критерієм якомога меншого порушення ділянки, якнайбільшого віддалення від населених пунктів та відсутності людського впливу. Дані щодо іхтіофауни було одержано на таких правих притоках: р. Мож (1 порядок, с. Федорівка, Харківська обл.), р. Уди (1 порядок, с. Борова, Харківська обл.), р. Велика Бабка (1 порядок, с. П'ятницьке, Харківська обл.), р. Бичок, або Клебан-Бик (3 порядок, Костянтинівський р-н, Донецька обл., в межах НПП "Клебан-Бик"); та лівих притоках: р. Середня Балаклійка (2 порядок, с. Волохів Яр, Харківська обл.), р. Оскіл (1 порядок, с. Кам'янка, Харківська обл.), р. Жеребець (1 порядок, с. Торське, Донецька обл.), р. Красна (1 порядок, вище с. Нижня Дуванка, Луганська обл.), р. Айдар (1 порядок, с. Бутківка, Луганська обл.), р. Деркул (1 порядок, околиці сіл Новодеркул та Новолимарівка, Луганська обл.), р. Борова (1 порядок, вище м. Северодонецьк, Луганська обл.), р. Черепаха (5 порядок, с. Криничне, Луганська обл., територія Луганського природного заповідника). Лови на Сіверському Дінці проводили в межах Харківської (с. Черемушне) та Донецької (села Маяки та Крива Лука) областей.

Рибу ловили сачком діаметром 45 см з вічком 5 мм на ділянках з глибиною до 1 м. Відібраний матеріал фіксували формаліном у підготовлених посудинах, види з Червоної книги України вимірювали на місці лову (довжину тіла і масу), фотографували та відпускали. Визначення проводили за довідниками та визначниками (Коблицкая, 1981; Мовчан, 2011; Манило, 2014). Назви риб подано за Ю.В. Мовчаном

(Мовчан, 2011). Загалом проведено 16 ловів, у зібраному матеріалі налічено 224 екземпляри риб.

На обстежених ділянках басейну Сіверського Дінця було разом виявлено 21 вид риб із 9 родин. Родина коропові *Cyprinidae* була представлена 10 видами: головень європейський *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), в'язь європейсько-сибірський *Idus idus* (Linnaeus, 1758), плітка звичайна *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), краснопірка звичайна *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), верховодка звичайна *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758), верховка звичайна *Leucaspis delineatus* (Heckel, 1843), плоскирка європейська *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), гірчак європейський *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782), пічкур коротковусий *Gobio brevicirris* Fowler, 1976, карась сріблястий *Carassius gibelio* (Bloch, 1782). Родина бичкові *Gobiidae* налічувала 3 види: бичок кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), бичок пісочник *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), тупоносий бичок західний *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837). Серед родини в'юнові *Cobitidae* виявлено 2 види: щипавка звичайна *Cobitis taenia* Linnaeus, 1758, щипавка сибірська *Cobitis melanoleuca* Nichols, 1925). По одному представнику налічували родини баліторові *Balitoridae* – вусатий слиж європейський *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758), щукові *Esocidae* – щука звичайна *Esox lucius* Linnaeus, 1758, миневі *Lotidae* – минь річковий *Lota lota* (Linnaeus, 1758), колючкові *Gasterosteidae* – багатоголкова колючка південна *Pungitius platygaster* (Kessler, 1859), голкові *Syngnathidae* – морська голка пухлощока *Syngnathus nigrolineatus* Eichwald, 1831, окуневі *Percidae* – окунь звичайний *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758.

Із виявлених видів 2 внесені до Червоної книги України та мають природоохоронний статус "вразливий": щипавка сибірська і минь річковий. Перший знайдено у річках Жеребець і Красна (по 1 особині, $l = 42$ і 76 мм, $m = 0,52$ і $3,08$ г, відповідно), другий зареєстровано у р. Черепаха (одна особина: $l = 270$ мм, $m = 180$ г). Ще 7 видів занесено до додатку III Бернської Конвенції (види, що знаходяться під охороною в Європі): верховка звичайна, гірчак європейський, щипавка звичайна, багатоголкова колючка південна, морська голка пухлощока, бичок пісочник, тупоносий бичок західний. Деякі із цих видів досить поширені і траплялись на багатьох ділянках (гірчак, бичок пісочник, тупоносий бичок), в той час як інші ловились зрідка і поодинокими особинами (верховка, щипавка, багатоголкова колючка, морська голка).

Слід зазначити, що декілька виявлених під час досліджень видів, зокрема і занесених до охоронного списку Європи, для басейну Сіверського Дінця вважаються вселенцями. Серед них 1 вид – карась сріблястий, є чужорідним для фауни України видом, що натуралізувався у басейні внаслідок рибогосподарської діяльності людини, 2 види – багатоголкова колючка і морська голка, є вселенцями у басейн, що належать до аборигенної фауни України; вони поширились переважно шляхом саморозселення, хоча і обумовленого людською діяльністю (Гончаров, 2017б; Гончаров, Новіцький, 2017).

Найбільш численними в загальному улові були плітка (21,9%), краснопірка (19,2%), гірчак, верховодка (по 7,6%), карась сріблястий (6,3%), тупоносий бичок західний (5,4%). За частотою зустрічей у ловах переважали плітка (траплялась у 50% проб), гірчак (43,8%), плоскирка, краснопірка, верховодка, бичок пісочник (по 31,3%).

Для кожного із зареєстрованих видів найбільша відносна чисельність спостерігалась у таких річках: краснопірки – у р. Бичок (100%), карася сріблястого – у р. Уди (82,4%), плітки та верховки – у р. Велика Бабка (64,7% і 29,4%, відповідно), головня – у р. Айдар (60,0%), верховодки – у р. Середня Балаклійка (57,1%), тупоносого бичка та багатоголкової колючки – у р. Борова (40,0% і 10,0%), гірчака та окуня – у р. Сіверський Донець (37,9% і 13,8%), пічура коротковусого та щипавки звичайної – у р. Мож (33,3% і 22,2%), плоскирки, бичка кругляка, морської голки та щипавки сибірської – у р. Жеребець (22,2%, 22,2%, 22,2% і 11,1%), вусатого слижа та в'язя – у р. Красна (12,9% і 6,5%), бичка пісочника – у р. Деркул (12,5%), щуки – у

р. Оскіл (10,0%); одна особина миня річкового, знайдена у р. Черепаха, була єдиною виловленою рибою в даному місці.

На підставі зібраного матеріалу, найбільше видове багатство зареєстровано у притоках Красна та Деркул (по 9 видів), корінному руслі Сіверського Дінця (7 видів), річках Жеребець та Борова (по 6 видів). На інших локаціях було виявлено не більше 5 видів. Тут слід зазначити, що Сіверський Донець досліджували на трьох різних ділянках, в той час як на інших річках було здійснено переважно по одному лову. Тому закономірно, що за умови збільшенням об'єгу і тривалості досліджень кількість зареєстрованих видів повинна зрости.

З огляду на практично непорушений стан деяких ділянок досліджених нами приток Сіверського Дінця, актуальними вважаємо подальші дослідження їх рибного населення, що дасть змогу встановити так звані "еталонні" показники рибних угруповань, що є необхідним для компаративної біологічної оцінки екологічного стану та здійснення ефективного моніторингу річкового басейну.

**Публікацію підготовлено за підтримки гранту НАН України дослідницьким лабораторіям/групам молодих вчених НАН України для проведення досліджень за пріоритетними напрямками розвитку науки і техніки (КПКВК 6541230) за проектом «Біоіндикація та біотестування стану водних екосистем у зв'язку зі зміною державної політики у сфері поверхневих вод України», договір №7/2019 від 04 лютого 2019 р. (Держ. реєстр. номер 0118U005432).*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Географічна енциклопедія України: в 3-х т. / відп. ред. О.М. Маринич. – Київ: Українська Радянська Енциклопедія ім. М. П. Бажана, 1993. – Т. 3. – 480 с.

Гончаров Г.Л., Новіцький Р.О. Адвентивні види риб у басейні річки Сіверський Донець // Всеукр. зоол. конф. «Фауна України на межі ХХ-ХХІ ст. Нові концепції зоологічних досліджень»: Тези доп. – Харків, 2017. – С. 101–102.

Гончаров Г.Л. Формування іхтіофауни гідроекосистем басейну річки Сіверський Донець // Автореф. дис. канд. біол. наук. – Київ, 2017а. – 26 с.

Гончаров Г.Л. Чужорідні риби-саморозселенці у басейні Сіверського Дінця // Х міжнар. іхтіол. наук.-прак. конф. «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології»: Матер. – Херсон, 2017б. – С. 68–71.

Коблицкая А.Ф. Определитель молодежи пресноводных рыб. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. – 208 с.

Манило Л. Г. Рыбы семейства бычковые (Perciformes, Gobiidae) морских и солоноватых вод Украины. – Киев: Наукова думка, 2014. – 244 с.

Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). – К.: Золоті ворота, 2011. – 444 с.

Червона книга України 2009 (III вид.), HTML. URL: <http://redbook-ua.org/> (дата звернення: 9.09.2019).

Шандиков Г.А., Гончаров Г.Л. Редкие виды рыб бассейна Северского Донца Северо-Восточной Украины // Вісник ХНУ імені В.Н. Каразіна. Серія: біологія. – 2008. – Вип.8., № 828. – С. 65–90.

Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. URL: <https://www.coe.int/en/web/conventions/full-list/-/conventions/treaty/104> (дата звернення: 9.09.2019).

The IUCN Red List of Threatened Species. URL: <http://www.iucnredlist.org/> (дата звернення: 9.09.2019).

УДК 001.891:597.2/.5:556.53(234.42)

С.О. АФАНАСЬЄВ¹, О.М. ЛЄТИЦЬКА¹, О.О. ГОЛУБ¹, АДЕМ ХАМЗИЧ²

1. Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

2. Центр іхтіології та рибного господарства, Факультет природничих наук,

Університет Сараєво

Zmaja od Bosne 33-35, Сараєво 71000, Боснія і Герцеговина

ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА СЕЛЕКТИВНОСТІ ЕЛЕКТРОЛОВУ І ТРАДИЦІЙНИХ МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕНЬ ІХТІОФАУНИ В ГІРСЬКИХ РІЧКАХ БАЛКАН*

Використання електролову в Україні заборонене Законом «Про тваринний світ», Правилами та Режимими рибальства, рядом інших підзаконних актів. В той же час, використання електролову в країнах ЄС та асоційованих членів ЄС є основними методичним засобом обліку риб в усіх типах водних об'єктів (EN 14011; CEN, 2003). Електролов використовується в рибному господарстві (в тому числі і добування плідників), вивчення раритетної складової іхтіофауни, а також щодо обмеження розповсюдження інвазивних видів риб, а також для моніторингу екологічного стану масивів поверхневих вод (МПВ), де риба виступає одним із основних біологічних елементів оцінки.

Підписання Угоди про асоціацію Україна/ЄС обумовлює, як мінімум, на транскордонних водних об'єктах, використання співставних методів оцінки екологічного стану МПВ. В умовах законодавчої заборони, та у атмосфері вітчизняних «наукових міфів» щодо небезпеки для водної фауни використання електролову, здійснити калібрування різних методів лову на теренах України неможливо.

Наші дослідження з порівняння ефективності електролову і традиційних методів обліку риб в гірських річках проводили на підставі Дозволу 03-3-24/3-970/17 А.С. виданого Федеральним Міністерством сільського господарства, водних ресурсів і лісівництва Боснії та Герцеговини. В якості модельного об'єкту було обрано басейн річки Неретвиця з притоками Обациця, Пролаз, Чрні Поток та Горовнік, які в сукупності по своїй типології згідно Директиви 2000/60/ЄС (Водна рамкова директива ЄС – 2000), відносяться до малих та середніх річок на височині, середньогір'ї та низькогір'ї. Досліджений басейн розташований в Динарських Альпах, головна річка має виток на схилах гори Зек на висоті 1792 м. та впадає в Ябланицьке озеро – водосховище, утворене на річці Неретва. Довжина річки Неретвиця – 27 км; площа водозбору близько 136 км². Загальне падіння річки – 1645 м. Середня висота водозбору становить – 376 м н.р.м., середньорічна витрата води $Q = 4,62$ м³/с.

За період досліджень було обловлено 12 локацій, виловлено 418 екземплярів риб. Лов проводили кастинговою сіткою діаметром розкриття – 7 м і мінімальним вічком – 12 мм (*Cn*); сачком з діаметром обруча 0,5 м (*Ln*); ставних сіток з вічком 12–25 мм (*Fn*); ятірних пасток з максимальним обручем 0,4 м і вічком 5 мм. (*T*), гачковими снастями (*Fr*); електроловом El.FCD.1,3KW 300/500V switch Honda з заплічним бензиновим генератором (*Ef*). Також проводили підводні спостереження (*D*) застосовуючи легковололазне спорядження, при цьому, максимально була використана можливість відео фіксації риб за допомогою відеокамери SJCAM 4000 з подовженим моноподом, що дозволяє вести зйомку на відстані до 2,1 м від оператора. Всі виловлені риби після вимірів основних морфометричних характеристик були повернуті в природу. У декількох екземплярів форелі із застосуванням пункцій оцінювали стан статевих продуктів.

Іхтіофауна басейну р. Неретва як найбільшого водозбору Динарського карстового регіону, в цілому, вивчена досить добре (Glamuzina B. et al 2013). Річки

басейну мають особливе значення для європейської Середземноморської іхтіофауни, ступінь ендемізму тут, більш ніж 10% (Darwall W. et al 2016). При цьому явно недостатньо вивчені риби малих гірських річок регіону. Басейн р. Неретвиця досі оставався поза увагою і ця публікація є першим джерелом щодо складу його іхтіофауни. Нами було виявлено, вірогідно, 13 видів риб (див. табл.). Облогами не було достовірно підтверджено присутність *Salmo marmoratus* Cuvier, 1829, безпосередні спостереження і фіксація цього виду на відеокамеру може бути сумнівними з огляду на те, що ймовірність перебування її в такій невеликій річці як Неретвиця вкрай мала. Також немає повного підтвердження щодо *Phoxinellus alepidotus* (Heckel, 1843), який був виловлений сачком у гирлі р. Неретвиця лише в одному екземплярі.

Видовий склад риб басейну р. Неретвиця та селективність знарядь лову

	травень–червень					серпень–вересень					
	D	Fr	Ln	Fn	T	D	Cn	Ln	Fn	T	Ef
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Salmo obtusirostris</i> (Heckel, 1851)	+	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
<i>Salmo marmoratus</i> G. Cuvier, 1829	+?	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Squalus svallize</i> (Heckel & Kner, 1858)	+	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Phoxinellus alepidotus</i> Heckel, 1843	+?	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Phoxinus phoxinus</i> Linnaeus, 1758	+	-	+	-	+	+	+	+	-	+	+
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+
<i>Alburnus neretvae</i> Buj, Šanda & Perea, 2010	+?	-	+	-	-	+	+	+	-	-	+
<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Cobitis narentana</i> S.L.Karaman, 1928	+	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+
<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	-	-	+	-	-	+	+	+	-	+	+

Проведені дослідження показали високу різноманітність фенотипічних форм форелі. Згідно з даними (Kottelat, Frayhof, 2007) в басейні річки Неретва зустрічається п'ять аборигенних видів роду *Salmo* і інтродукований вид *S. trutta*. Відомим є факт високого рівня гібридизації між видами роду з утворенням безлічі плідних гібридних форм. (Snoj et al, 2010). При цьому жоден з досліджених таксонів не є «чистим» монофілетичним видом і практично не піддається 100% ідентифікації за морфологічними ознаками. Більшість досліджених нами екземплярів являюся представниками виду *S. trutta* та її гібридів з *S. obtusirostris*. Однак, в річці Чрні Поток збереглася відокремлена водоспадом, не гібридизована частина популяції *S. obtusirostris*, цей вид знаходиться під загрозою зникнення. Даний факт, зокрема, підтвердився тим, що в серпні–вересні *S. trutta* була вже готова до нересту а *S. obtusirostris* мала незрілі статеві продукти.

Слід також відмітити наявність в басейні вразливих видів, таких як: *Squalus svallize* та *Cobitis narentana*, крім того, серед *Alburnus alburnus* відзначені кілька особин ендеміка басейну Неретви – *Alburnus neretvae* виловлених у гирлі р. Неретвиця.

Із таблиці можна бачити що прямі підводні спостереження з відео фіксацією показали наявність найбільшої кількості видів риб, однак даний метод не дозволяє достовірно проводити ідентифікацію риб, виконувати морфометричні виміри і дуже залежить від погодних умов і каламутності води.

Аналіз результатів прямих ловів демонструє, що жоден із використаних методів не дав вичерпних результатів щодо видового складу риб. Найменш корисними

виявилися ставні сітки та гачкові знаряддя лову, в результаті застосування яких було отримано три та чотири види риб відповідно. Завдяки ятірним пасткам було відловлено шість видів. Практично однакові результати бути отримані завдяки використанню кастингової сітки та електролову, кожний з цих двох методів показав присутність десяти одних і тих самих видів. В той же час, при використанні електролову дрібні види та молодь, особливо на ділянках із швидкою турбулентною течією губилися в потоці і не захоплювалися оператором, хоча загальна кількість великих екземплярів риб, зокрема форелей була втричі більшою ніж при використанні кастингової сітки. Саме цей факт дозволив відслідкувати морфологічну мінливість форелей та виявити ряд гібридних форм.

Найбільш ефективною виявилась методика цілеспрямованих сачкових ловів, коли оператор обловлює всі доступні біотопи, в тому числі малі і неглибокі ділянки приток, рукави, закісся, завороти за брилами де використання електролову або картингової сітки фізично неможливе. Тільки сачковими ловами вдалося виловити такі рідкісні види як *Cobitis narentana* та *Phoxinellus alepidotus*.

Таким чином, при вивченні видового складу риб у невеликих гірських річках необхідно використовувати комплекс методів досліджень що доповнюють один одного. Для встановлення видового складу іхтіофауни в багатьох випадках достатньо підводного обстеження та сачкових ловів, що до речі, не потребує оформлення дозвільної документації як у більшості країн ЄС так і в Україні.

Використання кастингової сітки дає результат наближений до стандартизованих в ЄС методик електролову і може бути рекомендоване для проведення іхтіологічних досліджень, в тому числі і при оцінці екологічного стану таких типів масивів поверхневих вод як малі та середні річки на височині, низькогір'ї та середньогір'ї.

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230) за темою «Кліматогенні перебудови угруповань гідробіонтів та їх вплив на екологічний стан та біопродуктивність транскордонних з ЄС річок України» (2018–2019 р.) № держреєстрації 0118U002287, а також «Дослідження, оцінка та розробка заходів із збереження біотичного і ландшафтного різноманіття гірських річок на основі підходів Європейського союзу до створення планів управління річковими басейнами» (2015–2019 рр.) № держреєстрації 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС: основні терміни та їх визначення / [підгот. Алієв К. та ін.]. – Вид. офіц. – К.: [б. в.], 2006. – 240 с.

Закон України «Про тваринний світ» // Відомості Верховної Ради. – 2002. – No 14. – С. 97.

Darwall W.; Carrizo S.; Numa C.; Barrios V.; Freyhof J.; Smith K. (2014). "Freshwater Key Biodiversity Areas in the Mediterranean Basin Hotspot" (.pdf). Freshwater Key Biodiversity Areas (KBAs) - Mediterranean - IUCN. Site Collection Documents (in English, Bosnian, French, and Arabic). IUCN. Retrieved 11 April 2016.

Glamuzina Branko; Pavličević Jerko; Tutman Pero; Glamuzina Luka; Bogut Ivan; Dulčić Jakov Ribe Neretve. 2013./ Udruga CEAV – Centar za zaštitu i promicanje endemskih i autohtonih ribljih vrsta, Mostar, Republika Bosna i Hercegovina; Modrozeleno – Zadruga branitelja, Metković, Republika Hrvatska. 263 s.

Kottelat M. and Freyhof J. "Handbook of European freshwater fishes" // Ichthyological Research February 2008, Volume 55, Issue 1, pp 99–99.

Snoj A., Glamuzina B., Razpet A., Zablocki J., Bogut I., Lerceteau-Köhler E., Pojskić N., Sušnik S. Resolving taxonomic uncertainties using molecular systematics: *Salmo dentex* and the Balkan trout community// Hydrobiologia 2010 v.651 no.1 pp. 199-212

Water Analysis – Fishing with Electricity) (EN 14011; CEN, 2003).

ЧАСТКА У СТРУКТУРІ ІХТІОЦЕНОЗІВ ТА ТРОФІЧНІ ЗВ'ЯЗКИ ЦЬОГОЛІТОК ЗВИЧАЙНОГО ОКУНЯ НА РІЧКОВИХ МІЛКОВОДДЯХ

Дослідження вмісту шлунково-кишкового тракту риб є не лише шляхом до визначення їх раціону, але також і важливим джерелом інформації щодо багатьох аспектів біології та екології водних організмів (Manko, 2016).

Хоча матеріали з живлення звичайного окуня *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 в Україні досить багаті (Фауна..., 1982), у тому числі і стосовно цьогорічок (Луговая, 1974), найбільш дослідженими були і залишаються водосховища, переважно Дніпровського каскаду.

У результаті аналізу цієї інформації було встановлено, що у різні сезони року у живленні молоді переважають ті організми, які в цей час найінтенсивніше розвиваються на тій чи іншій ділянці водного об'єкту (Фауна..., 1982).

Збір матеріалу, обробка та аналіз вмісту шлунково-кишкового тракту, планктонних та бентосних проб для цього дослідження було здійснено у червні-липні 2019 року на трьох піщаних мілководдях річки Сіверський Донець на ділянці, обмеженій координатами 49.625459 N, 36.333900 E та 49.622430 N, 36.327490 E, за загальноприйнятими методиками (Методи..., 2006; Manko, 2016). Визначення безхребетних здійснювалось за відповідними визначниками (Определитель..., 2010; Определитель..., 2016).

Усього оброблено 90 особин риб розмірами у середньому $39,2 \pm 5,6$ мм, масою у середньому $1,1 \pm 0,4$ г, у гідробіологічних пробах проаналізовано 1446 організмів зоопланктону та мезозообентосу.

Загалом на піщаних мілководдях, під час збору матеріалу для цього дослідження, в умовах неселективного знаряддя лову, разом з окунем, зафіксовано 16 видів кісткових риб та 1 вид міног.

У цілому у угрупованнях риб цих біотопів окуні віком 0+ займали домінуючу (більше 10%) позицію за чисельністю ($12,5 \pm 5,1\%$), але за масою - $3,4 \pm 2,1\%$. Середня щільність становила $0,35 \pm 0,24$ екз/м² при середній біомасі $0,28 \pm 0,21$ г/м².

У результаті вивчення вмісту харчового комка цьоголіток окуня встановлено, що на піщаних мілководдях річки Сіверський Донець близько половини їх раціону складали планктонні мікробезхребетні, а саме представники ряду Гіллястовусі раки (Cladocera) – близько 36% та ряду Циклопи (Cyclopoida) – близько 26%. Значні частки у раціоні також мали личинки комарів родини Chironomidae – близько 11% та представники класу Черепашкові раки (Ostracoda) – близько 9%. Веснянки (Plecoptera) мали дещо більше 3%, личинки бабок (Odonata) та волохокрильців (Trichoptera) - по близько 2%.

Окрім цього, у шлунково-кишковому тракті цьоголіток окуня виявлено водорості (близько 4,5%), невизначені залишки комах Insecta (близько 3%), веслоногі раки рядів Naupacticoidea (близько 1,5%), бокоплави Amphipoda (більше 1%), рівноногі раки Isopoda (дещо менше 1%), а також поодинокі трапляння веслоногого рака ряду Calanoida та гідри роду *Hydra*.

Шляхом розрахунку та порівняння індексів вибірковості їжі встановлено, що сьоголітки окуня вибірково споживали гіллястовусих та веслоногих (Copepoda) ракоподібних, личинок хірономід та черепашкових раків. Споживання личинок бабок та веснянок було на рівні їх частки у угрупованнях кормових організмів, у той же час

для рівноногих раків, бокоплавів, п'явок (Hirudinida) та личинок одноденок (Ephemeroptera) зафіксовано певне уникання кормових об'єктів.

Найбільші частоти зустрічальності об'єкта живлення серед основних кормових об'єктів визначено для Cladocera та Cyclopoida – по 28,2%, Chironomidae були представлені у 26,4 відсотках шлунково-кишкових трактів, Ostracoda – у 17,3%.

У 29 шлунково-кишкових трактах окунів вікових груп 1+ - 3+, також виловлених під час проведення цих досліджень, залишки риб виявлені у 5 випадках (17%), але ідентифікувати їх належність до окунів віку 0+, тобто підтвердити канібалізм, видалося можливим лише у одному випадку.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Луговая Т.В. К вопросу о питании сеголетков некоторых видов рыб в Каховском водохранилище // Рыбное хозяйство. - 1974. - № 19. - С. 89-96.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – Київ: Логос, 2006. – 408 с.

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод европейской части России , Том 1. Зоопланктон // под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолихина. - Москва-Санкт-Петербург: ТНИ КМК, 2010. – 494 с.

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод европейской части России , Том 2. Зообентос// под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолихина. - Москва-Санкт-Петербург: ТНИ КМК, 2016. – 457 с.

Фауна України. Т.8. Риби. Вип.4. Окунеподібні. - Київ: Наукова Думка, 1982. - 324 с.

Manko P. Stomach content analysis in freshwater fish feeding ecology. – Prešov: University of Prešov, 2016. – 114 p.

УДК 591.545

О.Е. ГРИНЬКО^{1,2}, О.І. ХУДИЙ¹, Л.В. ХУДА¹

¹Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, Коцюбинського, 2, Чернівці 58012, Україна

²Управління Державного агентства рибного господарства у Чернівецькій області, урочище "Атаки-81", с. Дністрівка, Кельменецький р-н, Чернівецька обл. 60141, Україна

СТРУКТУРА УГРУПОВАНЬ МОЛОДІ РИБ У ДНІСТРОВСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ У 2019 РОЦІ

Вивчення структури угруповань молоді риб дозволяє оцінити як сучасний видовий склад іхтіоценозу водного об'єкта, так і ефективність нересту кожного виду риб у поточному році. На Дністровському водосховищі було введено мораторій на ведення промислового рибальства. Це стало причиною того, контрольний вилов також не проводився протягом значного періоду часу. Відповідно вивчення структури мальовничих уловів є одним з основних джерел інформації про стан іхтіофауни в Дністровському водосховищі.

Дослідження проводили в рамках угод про співпрацю між Чернівецьким національним університетом імені Юрія Федьковича та Чернівецьким рибоохоронним патрулем у кінці серпня 2019 року у верхній, середній та нижній ділянках Дністровського водосховища та його лівих притоках – річках Студениця та Калюс.

Іхтіологічний матеріал збирали на мілководдях за допомогою 10-ти метрової малькової волокуші (тканки) за загально прийнятою методикою (Коблицкая, 1963). Видову приналежність мальків та личинок встановлювали за визначниками (Мовчан,

2011; Коблицкая, 1981). У виловлених особин визначали загальну та стандартну довжини тіла, а також масу. При виявленні мальків та личинок раритетних видів, зокрема занесених до Червоної книги України та Додатків Бернської Конвенції, їх обліковували та випускали назад у водойму.

За результатами проведених досліджень у 2019 році угруповання молоді риб у літоральній зоні Дністровського водосховища були представлені 14 видами, які відносяться до 3 родин: Cyprinidae (Коропові) – 11 видів (*Abramis brama* (Linnaeus, 1758); *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758); *Carassius gibelio* (Bloch, 1782); *Leuciscus (Aspius) aspius* (Linnaeus, 1758); *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758); *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846); *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782); *Rutilus frisii* (Nordmann, 1840); *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758); *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758); *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758)), Gobioidae (Бичкові) – 2 види (*Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) та *Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857)), Percidae (Окуневі) – 1 вид (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). Фактично в уловах малькової волокуші представлено близько 30 % видового різноманіття риб водосховища. Відсутність окремих видів в малькових уловах може бути пов'язана з їх низькою чисельністю в структурі іхтіоценозу, міграцією у кінці літа молоді з мілководь на глибину, відсутністю природного відтворення, що, наприклад, характерно для далекосхідних рослиноїдних риб. Особливо привертає увагу присутність у структурі угруповань молоді раритетних видів, зокрема яльця звичайного (*L. leuciscus*) та вирезуба причорноморського (*R. frisii*), які занесені до 3-го видання Червоної книги України, а також гірчака європейського (*R. amarus*), білизни європейської (*L. aspius*) та бичка-пісочника (*N. fluviatilis*), які охороняються Бернською конвенцією. Також слід відмітити, що у водосховищі була виявлена молодь адвентивних видів риб – чебачка амурського (*P. parva*) та карася сріблястого (*C. gibelio*), що свідчить про їх натуралізацію у водоймі.

У досліджуваній період на мілководдях Дністровського водосховища середня щільність мальків та личинок риб складала 135 особин / 100 м², що відповідає результатам досліджень, проведених у 2018 році (Khudyi, Grynko, 2018). При цьому їх найбільша щільність спостерігалась у верхній частині водойми (261 ос./100 м²), а найменша – у нижній (25 ос./100 м²). У притоках середня щільність молоді в літоралі у середньому була 1513 ос./100 м². Видовий склад уловів танки також відрізнявся в різних частинах водосховища – найбільша кількість видів (10) була представлена в верхній частині водойми, у середній частині було виявлено 9 видів цьоголіток та личинок, у нижній – 5, у притоках – також 5 видів. Як відомо, молодь риб початково концентрується на нерестовищах чи у безпосередній близькості до них, і лише згодом освоює інші ділянки акваторії водойми. Відповідно, отримані результати свідчать про особливе значення для природного відтворення рибних запасів у гідроекосистемі Дністровського водосховища верхів'я водойми та його додаткової системи. Саме на цих ділянках, очевидно, знаходяться основні нерестовища, що вимагає запровадження посиленних заходів з їх охорони у нерестовий період.

Найбільш масовою у 2019 році була молодь окуня звичайного, верховодки звичайної та карася сріблястого, частка яких у загальному по гідроекосистемі складала 63%, 24% та 6% відповідно. Варто відмітити, що молодь верховодки була представлена як мальками, так і личинковими стадіями, що свідчить про її порційний нерест, який триває аж до кінця літа. Молодь чотирьох із тринадцяти виявлених видів, а саме верховодки, плітки, окуня та бичка гінця була присутня в уловах в усіх ділянках водосховища.

Викликає занепокоєння відсутність молоді судака звичайного та сома європейського, а також вкрай низька чисельність молоді ляща звичайного – важливих господарських видів. Щільність ляща на мілководдях не перевищувала 2 особин на 100 м². При цьому середні розміри цьоголіток в кінці серпня склали 68 мм та 3,9 г. Слід зазначити, що дані види складають основу уловів рибалок-аматорів, відповідно

зменшення чисельності молоді ляща та відсутність молоді судака і сома негативно вплине на рівень їх запасу вже у найближчі 2-3 роки, а, отже, і на рекреаційну привабливість водойми. Для виправлення цієї ситуації необхідним є запровадження заходів для підвищення ефективності природного відтворення господарсько цінних видів риби, зокрема розчистка нерестовищ від сміття та встановлення штучних нерестових гнізд (Маренков, Федоненко, 2016). Доцільно проводити вселення у водойму молоді хижих видів, отриманої в умовах аквакультури.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Коблицкая А.Ф. Изучение нерестилищ пресноводных рыб. (Методическое пособие). – Астрахань: Волга, 1963. – 64 с.

Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. – Москва: Легкая и пищевая промышленность, 1981. – 208 с.

Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). – Київ, 2011. – 420 с.

Маренков О.М., Федоненко О.В. Шляхи оптимізації умов відтворення іхтіофауни з використанням штучних нерестовищ. – Дніпропетровськ: Журфонд, 2016. – 92 с.

Khudyi O., Grynko O. Structure of Fish Fry Communities in the Dniester Reservoir in 2017 // The 4th International Symposium on EuroAsian Biodiversity (SEAB2018), Kyiv, 3-6 July 2018. – Kyiv, 2018. – P. 402.

УДК (574.5:591.524.12) (282.243.742)

Л.В. ГУЛЕЙКОВА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда просп., 12, Київ 04210, Україна

БЕЗХРЕБЕТНІ ВОДНОЇ ТОВЩІ Р. ШОПУРКА (БАСЕЙН ТИСИ)*

Екосистеми карпатських річок є унікальними природними комплексами, а їхні флора та фауна характеризуються великим видовим різноманіттям. Велика специфічність абіотичних умов існування, зокрема висока динамічність водного потоку гірських річок, у тому числі і закарпатських, зумовлюють формування у товщі води реофільних угруповань водних рослин і тварин, пристосованих до життя саме в таких умовах зовнішнього середовища. Тому існуючі класичні поняття про екологічні групи, такі, як планктон, бентос і перифітон, не відображають повною мірою різноманіття організмів, що перебувають у водній товщі гірських річок. Тому поняття «зоопланктон» гірських річок найчастіше визначають як дрефт випадкового набору гідробіонтів (Афанасьєв, 2006; Гулейкова, 2010, Летицька та ін., 2015).

Річка Шопурка – правобережна притока р. Тиси, її довжина 41 км, площа водозбору 284 км², густина річкової мережі більше 1,0 км/км², середній похил – 30‰.

Перші відомості щодо фауни безхребетних водної товщі (зоопланктону) гірської частини р. Тиси обмежуються згадуваннями у п'ятдесяті роки минулого століття про знаходження науковцями Ужгородського університету деяких видів коловерток, а саме *Asplanchna priodonta*, *Brachionus* sp. и *Cyclops* sp., у верхів'ї головної річки. У подальшому епізодично у 1963–1972 рр. та посезонно у 1975–1976 рр. гідробіологічні дослідження в басейні Тиси на території України проводив В.В. Поліщук (1986). Всього на гірських ділянках річок басейну автором знайдено 73 таксони коловерток (*Notholca*, *Euchlanis*, *Philodina* та ін.), 25 – веслоногих (*Cyclops*, *Eucyclops*, *Mesocyclops* та ін.) та 28 – гіллястовусих ракоподібних (родів *Daphnia*, *Bosmina*, *Moina* та інші). Крім істинно планктонних видів у товщі води були завжди присутні організми бентосопланктону (визначення В.В. Поліщука). За даними автора, величини загальної

чисельності і біомаси зоопланктону та бентосопланктону (як правило з переважанням другого) були незначними у порівнянні з аналогічними показниками у рівнинних річках і досягали максимуму влітку: 24 тис. екз/м³ та 0,19 г/м³, в осінній період 11 тис. екз/м³ та 0,09 г/м³, навесні ці величини не перевищували 8 тис. екз/м³ і 0,02 г/м³. У подальшому дослідження планктофауни басейну Тиси проводили співробітники Інституту гідробіології (Ляшенко, Силаєва, 1992; Парчук, 1995; Харченко та ін., 2003; Щербак та ін., 2011) у зв'язку з виконанням робіт, пов'язаних з впливом гідробудівництва на водні екосистеми Карпатського регіону. Однак літературних даних, що стосуються планктофауни гірської ділянки Тиси та її приток взагалі на сьогоднішній день недостатньо. Щодо фауни безхребетних р. Шопурки, то такі дані практично відсутні, до того ж вони розрізнені, фрагментарні, а тому недостатньо репрезентативні і не дають уявлення ні про якісне багатство планктонних безхребетних, ні про їх чисельність та біомасу. Втім, на наш погляд, усі зареєстровані раніше види гірської ділянки басейну Тиси можуть на даний час існувати у річці.

На стадії розробки проектної документації щодо створення каскаду МініГЕС на р. Шопурка нами були проведені дослідження планктофауни у складі комплексних робіт виконаних Інститутом гідробіології НАН України по оцінці сучасного стану водних екосистем. Метою роботи було вивчення видового різноманіття та кількісного розвитку безхребетних організмів, що належать до таксонів Rotatoria, Cladocera і Sorepoda, у водній товщі р. Шопурка, аналіз їх змін, що відбудуться у зв'язку з гідробудівництвом та експлуатацією каскаду МініГЕС, значення цих гідробіонтів як компонентів кормової бази для риб.

Сучасні дослідження безхребетних водної товщі р. Шопурка проводили від верхів'я до гирла, більш детально в районах запланованого будівництва каскаду МГЕС. Відбір та камеральну обробку проб здійснювали за загальноприйнятими гідробіологічними методиками (Методи..., 2006).

Згідно з натурними матеріалами, таксономічне різноманіття безхребетних організмів водної товщі було незначним і представлено невеликою кількістю істинно планктонних видів, а також організмами бентосопланктону (сиртону). Серед останніх найчастіше зустрічалися представники олігохет, нематод, хірономід, веснянок, одноклонок та інші. Нами було виявлено 14 коловерток (Rotatoria), 11 гіллястовусих (Cladocera) і 8 веслоногих (Sorepoda) ракоподібних – всього 33 таксони різних рангів. Визначальне положення у таксономічному спектрі (співвідношенні основних таксономічних груп за кількістю видів) займали коловертки – 43%. Гіллястовусі рачки у достатньо холодних водах зустрічалися поодинокі, кількість їх зростала лише вниз за течією. Веслоногі ракоподібні є найбільш розповсюдженою групою планктофауни, при цьому вони відмічені у всіх типах водойм (руслі, затоках, струмках). В цілому досліджена нами територія населена прісноводними планктонними видами. Найбільш часто зустрічалися коловертки *Euchlanis dilatata*, які є звичайними у складі перифітону, та гіллястовусі рачки *Bosmina longirostris* і *Chydorus sphaericus*. Ці види, а також коловертки *Polyarthra vulgaris*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, циклопи *Cyclops strenuus*, *C. vicinus*, *Acanthocyclops vernalis*, гіллястовусі *Daphnia longispina*, *Moina brachiata* є характерними для планктофауни всього басейну Тиси (Афанасьєв, 2006; Afanasyev et al., 2008; Гулейкова, 2010; Летицька та ін., 2015). Взагалі на ділянці основного русла переважали безхребетні реофільної фауни, на які багаті гірські річки: гарпактикоїди, коловертки *Cephalodella* sp., бделоїдні коловертки з родини *Philodinidae*, науплії і копеподити веслоногих ракоподібних гіллястовусі рачки *Chydorus sphaericus*.

Величини загальної чисельності і біомаси зоопланктону і бентосопланктону, правило з переважанням другого, незначні – чисельність складала 0,02–0,50 тис. екз/м³, біомаса – 0,001–0,003 г/м³. В цілому, в пробах переважали асоційовані з субстратом та дрейфуючі безхребетні, представники донної фауни. Загальні показники кількісного

розвитку безхребетних у водній товщі залежали, в основному, від інтенсивності дрефту, склад та кількісні показники якого змінювалися в широких межах і були обумовлені рівневим режимом та мутністю води. На середній ділянці, в основному, це відбувалося за рахунок збільшення долі видів, що мають спосіб життя пов'язаний з субстратом (гіллястовусі рачки *Chydorus sphaericus*, веслоногі ракоподібні *Paracyclops fimbriatus*, Naupacticoidea sp. тощо). Різноманіття та показники кількісного розвитку істинно планктонних організмів на досліджених ділянках достовірно зростали тільки у гирловій ділянці.

Невисока щільність організмів товщі води і висока турбулентність обмежують можливості сапробіологічного аналізу. Значення індексів сапробності розраховані за істинно планктонними формами, у зв'язку з їх вкрай низьким різноманіттям, не ілюструють тенденцій в змінах якості води. Однак слід відмітити, що у зоопланктоні р. Шопурка 18% індикаторів якості води відносилися до олігосапробів, 20% – оліго-β-мезосапроби, 55% – β-мезосапроби. Останні 7% складали β-α-мезосапробний вид *Brachionus calyciflorus*, α-мезосапроб *Daphnia magna* і полісапроб *Rotaria rotatoria*. Розрахунок індексів сапробності за організмами, що були визначені в пробах, демонструє як за нашими, так і літературними даними деяке збільшення їх значення вниз за течією, що в більшій мірі є відображенням рухомої (дрейфуючої) частини донних організмів.

Таким чином, планктон р. Шопурка кількісно бідний та представлений незначним числом істинно планктонних видів і форм. В основному переважали види планктонних організмів асоційованих із субстратом та дрейфуючі донні безхребетні. Типово планктонні види з'являються у затоках і у відшнурованих закіссях, що добре прогріваються. Загальна динамічна картина реакції планктонних угруповань на зарегулювання виявиться досить подібною як для фітопланктону, так і для зоопланктону. На першому етапі заповнення будуть збільшуватися загальні показники кількості і якісний склад водних організмів. В зоопланктоні це буде відбуватися, в основному, за рахунок збільшення частини власне планктонних і придонних видів, а також зменшення частини тварин, що пов'язані із субстратом.

Будівництво та експлуатація каскаду МініГЕС на р. Шопурка призведе, на наш погляд, до деяких негативних наслідків, що в подальшому буде проявлятися у зниженні показників видового багатства, а також у можливішому виникненні структурної деградації (скорочення кількості видів або випадінням цілих систематичних груп, зокрема коловерток, значного коливання показників чисельності і біомаси, представленості окремих видів, порушення еволюційно складеної структури ценозів та ін.).

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230), держ. реєстр. № 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Афанасьєв С.О. Структура біотичних угруповань та оцінка екологічного статусу річок басейну Тиси – К.: СП «Інтертехнодрук», 2006. – 101 с.

Гідроекологічний стан басейну Тиса / Харченко Т.А., Ляшенко А.В., Овчаренко М.О., Кім Ю.В. – Київ. – 1999. – 152 с.

Гулейкова Л.В. Особливості розвитку планктонофауни р. Тересви (басейн Тиси) в умовах гідробудівництва // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 3. – С. 148–153.

Летицька О.М., Афанасьєв С.О., Гулейкова Л.В., Голуб О.О. Гідробіологічна оцінка водотоків межиріччя Тиса-Тур за угрупованнями водних тварин // Наук. записки

Тернопільського нац. пед. університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2015. – № 3–4. – С. 410–413.

Ляшенко А.В., Силаева А.А. Донная макрофауна Тисы и ее притоков // Рук. деп. в ВИНТИ 25.06.92 № 2062–В92. – Ред. Гидробиол. журн. – Киев, 1992. – 36 с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Річки Карпат / Мережко О.І., Хімко Р.В. – Київ. – 1999. – 124 с.

Парчук Г.В. Зоопланктон и зоосиртон р. Тисы и ее притоков в пределах Украины // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 1. – С. 25–37.

Полищук В.В., Гарасевич И.Г. Биогеографические аспекты изучения водоемов бассейна Дуная в пределах СССР. – Киев: Наук. думка, 1986. – 212 с.

Харченко Т.А., Карпезо Ю.И., Ляшенко А.В. Гидробиота р. Тисы и ее изменения в условиях антропогенного пресса // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 3. – С. 11–26.

Щербак В.І., Устич В.І., Кражан С.А., Пашкова О.В., Кружиліна С.В. Біорізноманіття безхребетних організмів водної товщі р. Іршава та її приток (Закарпатський регіон) // Рибогосподарська наука України – 2011. – № 2. – С. 34–42.

Afanasyev S., Guleikova L., Lietitska O. Assessment of the Teresva River ecological status (River Tysa Basin) in connection with hydroconstruction // 37th IAD Conference The Danube River Basin in a changing World. Free International University of Moldova, Chisinau, Moldova, 2008. – P. 143–147.

УДК 597.2/.5:(282.247.742)

О.О ГУПАЛО, С.О. АФАНАСЬЄВ, О.М. ЛЕТИЦЬКА, І.І. АБРАМ'ЮК,
В.Л. ДОЛИНСЬКИЙ, О.О. ГОЛУБ, Н.М. ТИМОШЕНКО

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

СТРУКТУРА ІХТІОФАУНИ ПРИБЕРЕЖНИХ ДІЛЯНОК РІЧОК БАСЕЙНУ ВЕРХНЬОЇ ТИСИ*

Вивчення структури іхтіофауни дозволяє сформувавши уявлення про таксономічний, фауністичний склад рибного населення водойми та їх відносну чисельність, що особливо актуально у зв'язку з посиленням антропогенного тиску на екосистеми річок Карпатського регіону. Наразі знаходяться під загрозою унікальні іхтіоценози, складені історично, а раритетні та вузькоспеціалізовані види рибного населення гірських річок замінюються видами з більшою екологічною валентністю (Алимов, 1989; Никольский, 1974; Никольский 1980; Червона книга України, 2009). Для визначення референсних іхтіоценозів, характерних для річок даного регіону, може бути використаним показник відношення кількості реофільних видів риб до лімнофільних в залежності від типу річки.

Дослідження іхтіофауни прибережних ділянок проводили на ділянці р. Тиса від Хуста до Виноградова та у річках Ріка, Шопурка протягом 2016–2018 рр. Відбір іхтіологічного матеріалу проводили, користуючись іхтіологічними сачками та сітковими засобами лову (дозвіл Держрибагенства № 01 за 2016 р., дозвіл Мінприроди № 2017/3 за 2017–2018 рр.). Видову приналежність риб визначали безпосередньо на місці. Всі екземпляри риб з природоохоронним статусом були повернені у водне середовище живими. Всього було обловлено – 33 локації та 983 екз. молоді риб.

Загалом у пробах молоді з прибережних ділянок р. Тиси між містами Хуст, Виноградів та в її притоках Ріка і Шопурка було зареєстровано 31 вид риб з 10 родин. Найбільше була представлена родина корошових – 17 видів: *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758); *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758); *Telestes souffia* (Risso, 1827); *Chondrostoma nasus*

(Linnaeus, 1758); *Alburnoides bipunctatus* (Bloch, 1782); *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758); *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758); *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758); *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782); *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846); *Gobio carpathicus* Vladykov, 1925; *Romanogobio vladykovi* Fang, 1943; *Gobio uranoscopus* (Agassiz, 1828); *Barbus barbatus* (Linnaeus, 1758); *Barbus waleckii* Rolik, 1970; *Barbus carpathicus* Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi, 2002; *Carassius gibelio* (Bloch, 1782).

Інші родини були представлені набагато меншим числом видів. До складу родини лососевих належало три види: *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758); *Hucho hucho* (Linnaeus, 1758); *Salmo trutta* Linnaeus, 1758. В'юнових – два види: *Cobitis elongatoides* Bacescu et Maier, 1969; *Sabanejewia bulgarica* (Drensky, 1928). Окуневих – два види: *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758; *Zingel zingel* Linnaeus, 1758. Рогаткових – *Cottus gobio* Linnaeus, 1758; *Cottus poecilopus* Heckel, 1837. До всіх інших родин відносилось по одному виду риб: міногові – *Eudontomyzon danfordi* Regan, 1911; баліторові – *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758); ікталурові – *Ameiurus nebulosus* (Le Seuer, 1819); щукові – *Esox lucius* Linnaeus, 1758; головешкові – *Percottus glenii* Dybowski, 1877.

Іхтіофауна річок Ріки, Шопурки та ділянки р. Тиси між ними характеризувалась показниками подібності за Шоригінім вище 50,0%. Майже ідентичні показники визначені для ділянки р. Тиси і р. Ріки – 55,7% та річок Ріка, Шопурка – 56,0%. Індекс подібності між іхтіофауною Тиси і р. Шопурки складав 50,6%. Показники індексу біоценологічної подібності за Вайнштейном виявились низькими. Майже однакові вони були для річок Тиса і Ріка, Ріка і Шопурка, відповідно 35,1 та 34,3%. А для річок Тиса і Шопурка цей показник виявився набагато нижчим – 26,4%.

Водночас іхтіофауна кожної з річок мала свої особливості. На ділянці р. Тиси найбільш масово були представлені ялець звичайний та бистрянкa звичайна (15,0 та 16,9%), головень і гірчак (по 9,4%), марена звичайна (6,9%), гольян, пічкур карпатський та марена дунайсько-дністровська (по 5,6%). Відносна чисельність інших видів (ялець-андруга, підуст, верховодка, рибець звичайний, чебачок амурський, білоперий пічкур дунайський, марена валецького, карась сріблястий, щипавка дунайська і золотиста щипавка дунайська, слиж, карликовий сомик, щука, окунь і головешка ротань) була набагато меншою і коливалась від 0,6 до 4,4%.

Найбільш масово в іхтіоценозах р. Ріки були представлені гольян і головень (19,7 і 13,3%). Майже в рівних частинах були представлені марена карпатська і марена звичайна (10,4 і 8,2%), а також ялець-андруга (8,2%), бистрянкa звичайна і верховодка (8,8 і 8,0%), пічкур карпатський (8,4%). Чисельність представників всіх інших видів коливалась від 0,2 до 5,0%: мінога карпатська, підуст, чебачок амурський, марена валецького, щипавка дунайська і золотиста щипавка дунайська, слиж, лосось дунайський, щука, окунь, чоп звичайний, бабець, головешка ротань.

В угрупованнях молоді риб р. Шопурки значну частку у ловах склали екземпляри марени карпатської (26,4%), а також бистрянкa звичайної (14,2%), головня і яльця-андруги (по 12,3%). Майже однаково були представлені гольян (5,7%), марена звичайна і марена валецького (по 4,7%). Частка представників інших видів складала від 0,9 до 2,8%: мінога карпатська, ялець звичайний, підуст, верховодка, пічкур карпатський, білоперий пічкур дунайський, пічкур дунайський, щипавка дунайська і золотиста щипавка дунайська, слиж, харіус, лосось дунайський, форель струмкова, бабець європейський і строкатоплавцевий.

Привертає увагу доволі висока частка раритетних видів риб, занесених до Червоної книги України [4] від загального складу іхтіофауни, яка дорівнювала 30,4% в річці Ріці, 40% – у р. Шопурці та 21,7% на ділянці р. Тиси між ними.

Аналіз фауністичної структури річок даного району пояснює відмінності між ними за біоценологічними індексами подібності. До іхтіофауни річок верхньої Тиси належать риби, які входять до складу різних фауністичних комплексів (Никольский,

1980). Загалом у складі досліджуваних іхтіоценозів було представлено п'ять фауністичних комплексів, з яких майже половина всіх видів в річках відносилися до рівнинного бореального (на ділянці р. Тиси – 52,2%, р. Ріки – 42,9%, р. Шопурки – 40,9% видів риб). Майже однакова кількість видів (21,7–23,8%) в усіх річках належала до понтокаспійського прісноводного комплексу. З бореального передгірного комплексу найбільша кількість видів риб була представлена в р. Шопурці – 36,4%, в р. Ріці – 23,8% і лише 8,7% на ділянці Тиси між ними. До китайського рівнинного комплексу відносились незначна кількість видів (9,5–13,0%) в річках Ріка і Тиса. Представники третинного рівнинного прісноводного комплексу зустрічались лише в р. Тисі і складала 4,4%.

Інвазивними видами для річок даного регіону є представники китайського рівнинного комплексу – чебачок амурський і головешка ротань, бореального рівнинного комплексу – карась сріблястий та представник північно-американської іхтіофауни – сомик карликовий. Зокрема на ділянці річки Тиси зустрічались всі вищеперераховані види риб (4,9% від загального складу), а в р. Ріці – лише два: чебачок амурський та ротань головешка (3,7%). В р. Шопурці інвазивних видів не відмічено.

В іхтіоценозах річок басейну Тиси переважали реофільні види риб: на ділянці р. Тиси кількість реофільних видів складала 56,5%, для р. Ріки – 66,7%, а для р. Шопурки – 77,3%. В умовах сповільнення течії (в затоках річки та під берегом, а також перед дамбою водосховища на р. Ріці) зустрічались представники лімнофільної іхтіофауни: гірчак, чебачок, карась сріблястий, сомик коричневий, ротан, окунь, щука, тощо. Показник співвідношення реофільних та лімнофільних видів становив 1,3 для ділянки р. Тиси, 2,0 - для р. Ріки і 5,7 для р. Шопурки.

Таким чином, у складі іхтіоценозів досліджуваних гірських річок переважали реофільні види риб, які належать до рівнинного і передгірного бореального іхтіокомплексів. Частка інвазивних видів у складі іхтіофауни була незначною і не перевищувала 5% від загального складу. Структура іхтіоценозів для всіх досліджених річок була рівномірною, з невисокою амплітудою коливань відносної чисельності видів. Унікальність іхтіоценозів даних гірських річок багато в чому залежить від високої представленості раритетних видів риб, занесених до ЧКУ, частка яких коливалась від 21,7 до 40,0%. За комплексом показників іхтіоценози р. Шопурки найбільшою мірою зберегли свою унікальність та можуть бути використані в якості референсних для гірських річок Карпатського регіону.

** Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230) за темою «Кліматогенні перебудови угруповань гідробіонтів та їх вплив на екологічний стан та біопродуктивність транскордонних з ЄС річок України» (2018–2019 р.) № держреєстрації 0118U002287, а також «Дослідження, оцінка та розробка заходів із збереження біотичного і ландшафтного різноманіття гірських річок на основі підходів Європейського союзу до створення планів управління річковими басейнами» (2015-2019 рр.) № держреєстрації 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. – 151 с.
- Никольский Г.В. Структура вида и закономерности изменчивости рыб. – М.: Пищевая промышленность, 1980. – 184 с.
- Никольский Г.В. Экология рыб. – Москва, 1974. – 368 с.
- Червона книга України. Тваринний світ / І.А. Акімов. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 624 с.

CURRENT STATUS OF STURGEON STOCKS IN THE GEORGIAN BLACK SEA WATERS AND THEIR TRIBUTARIES

Based on the bottom trawl survey carried out in 2016–2017, the sturgeon populations in the Georgian Black Sea coastal waters is assessed by a swept area approach to a total of around 13,600 individuals of all sizes and species. This reflects an increase in abundance of 33,6% compared to the data obtained in 2007–2008.

In 2007–2017, surgeons were fished in coastal waters in depths between 9 and 44 meters with rare catches to 55 meters depth.

Species composition of the sturgeons in the Georgian Black Sea still maintains historical diversity. The surveys carried out between 2007-2017 have shown the presence of individuals of all six sturgeon species native to Georgian waters; in particular:

1. *Acipenser sturio* Linnaeus, 1758; (One individual, to be confirmed genetically, 81 cm)
2. *Acipenser stellatus* Pallas, 1771;
3. *Acipenser nudiventris* Lovetsky, 1828; (One individual, 78 cm)
4. *Acipenser persicus colchicus* Marti, 1940;
5. *Acipenser gueldenstaedtii* Brandt & Ratzeburg, 1833;
6. *Huso huso* (Linnaeus, 1758).

In 2016–2017, *Acipenser persicus colchicus* is the dominating species compiling 81% of the total number of sturgeons, followed by *Acipenser stellatus* with 14%, and *Huso huso* contributing 4% while *A. gueldenstaedtii* did not exceed 1%. In 2007-2012, *Huso huso* amounted to 27%-36% of total number of sturgeon catches, however since 2012 its abundance has decreased dramatically.

Historically, sturgeon spawning grounds were situated in the rivers Rioni, Enguri and Tskhenistskali. The 35 km spawning ground in the Enguri river and 32 km section in the Tskhenistskali river have been destroyed as a result of water flow regulation. Since 1988 natural reproduction of sturgeons in Georgia is observed only in the Rioni River. Only 9 km (16%) of Rioni's 57 km spawning ground remain today, the rest 48-km section of the spawning grounds was destroyed due to water flow regulation and hydropower construction. Based on the observations between 2016 and 2017, the sturgeon spawning area in the Rioni River starts at 82nd kilometer and ends at 91st kilometer from the river mouth. The length of the whole spawning river section is 8,760 meters and the area of that river section covered by water amounts around to 135 hectares. Out of that, the area of suitable spawning grounds for sturgeon is approximately 25% (34 hectares), which almost coincides with data for 2007–2009.

УДК 504.455.64 (477.82)

В.О. ГУЩИН^{1,2}, Ю.М. СИТНИК³, В.І. МАТЕЙЧИК⁴, М.А. СІНЧУК⁴

¹Інститут рибного господарства НААН України,
вул. Обухівська, 135, Київ 03164, Україна

²Державне агентство рибного господарства України,
вул. Січових Стрільців, 45-а, Київ 04053, Україна

³КП «Плесо» КМДА, Київ

вул. Микільсько-Слобідська, 7, Київ 02002, Україна

⁴Шацький національний природний парк, Шацьк

вул. Жовтнева, 61, с. Світязь, Шацький район, Волинська обл. 44021, Україна

ДЕЯКІ АСПЕКТИ ІНТРОДУКЦІЇ ЦІННИХ ВИДІВ РИБ ДО РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УКРАЇНИ

Акліматизація риб, промислових і кормових безхребетних та інших груп гідробіонтів була раніше і продовжує залишатися нині важливою частиною комплексних заходів щодо відтворення водних живих ресурсів, і в першу чергу, рибних запасів та природної кормової бази водойм різного типу і призначення. З біологічної точки зору, акліматизація гідробіонтів – це пристосування водних організмів до комплексу нових умов існування після територіального штучного чи природного їх переміщення з утворенням нових популяцій видів, які переселяються, здатних до самовідтворення (Жукинський и др., 2007; Євтушенко та ін., 2011).

Процеси формування видового складу іхтіофауни прісних водойм – і природні, і антропогенного характеру – потребують постійної уваги та поглибленого вивчення.

Інтродукція різних видів риб у рибогосподарські водні об'єкти України має більше, ніж сторічну історію (Жукинський и др., 2007; Євтушенко та ін., 2011). Протягом зазначеного часу здійснювалися спрямовані спроби вселення таких цінних видів риб, як білий товстолоб (*Hypophthalmichthys molitrix*), строкатий товстолоб (*Hypophthalmichthys nobilis*), білий амур (*Stenopharyngodon idella*), чорний амур (*Mylopharyngodon piceus*), великоротий буффало (*Ictiobus cyprinellus*), смугастий лаврак (*Morone saxatilis*), піленгас (*Liza haematocheilus*), веслоніс (*Polyodon spathula*), каналний сом (*Ictalurus punctatus*), райдужна форель (*Oncorhynchus mykiss*), чудський сиг (*Coregonus maraenoides*) та багатьох інших. Інтродукція проводилася з метою підвищення рибопродуктивності водних об'єктів, здійснення біологічної меліорації, впровадження в екосистеми видів, що мають корисні ознаки, не притаманні аборигенним видам, і навіть для збільшення біорізноманіття. У більшості випадків, з тих або інших причин, натуралізація інтродукованих видів або не відбулася взагалі, або мала виключно локальний характер, і тільки піленгас в басейнах Азовського та Чорного морів зміг утворити достатню самовідновну популяцію і навіть набути промислового значення.

Одним з найперших інтродуцентів до водних об'єктів на території України можна вважати форелеокуня, або великоротого окуня (*Micropterus salmoides*), що, належить до роду чорних окунів з родини Центрархових (*Centrarchidae*), яка значно поширена на території Північної Америки. У 1883 р. форелеокунь був інтродукований до водойм Німеччини, а звідти поширився майже по всій Європі. На територію сучасної України великоротий окунь був вперше завезений наприкінці ХІХ ст. до господарства князя Горчакова у селі Коростишево на Київщині, де були здійснені успішні спроби його розведення для спортивного рибальства. Саме звідти у 1902 р. він був завезений до озера Абрау біля Новоросійська, де у майбутньому утворив чисельну популяцію (Крымова, 1961).

Наступна спроба інтродукції великоротого окуня до рибогосподарських водних об'єктів на території України датується жовтнем 1949 р., коли Український інститут ставкового, озерного та річкового рибного господарства (у наш час – Інститут рибного господарства НААН України, м. Київ) успішно перевіз на літаку 1840 цьоголіток

форелеокуня вагою 11-14 г із рибного господарства «Нива» (Воронезька область, Росія) у рибне господарство «Пуща-Водиця» Київської області (Рыкова, 1964). Щільність посадки складала 6-9 екземплярів на літр, температура води – 8-10°C, відхід під час перевезення склав біля 2%.

Дисертація Н. С. Ялинської (1953) послугувала основою для інтродукції багатьох видів риби в озера Шацької групи, яка проводилася на початку 1950-х та до початку 1960-х рр. ХХ-го ст. (Шевченко та ін., 2013). Слід зазначити, що після закінчення наукової роботи та захисту дисертації Н.С. Ялинської почалися роботи щодо інтродукції низки видів іхтіофауни у гідроекосистеми озер Шацької групи, тобто практична реалізація проведеного дослідження.

І вже у роботі А. Д. Носаля та Л. Г. Симонової «Рыбное население озёр Вольнской и Ровенской областей и промысел рыбы» (1958) серед видового складу риби Шацького поозер'я числиться інтродукований вид – форелеокунь, або великоротий кам'яний окунь (*Micropterus salmoides* Lac.). Звісно, що акліматизація даного виду проходила у низці озер, але в уловах у другій половині 50-х рр. ХХ-го ст. він траплявся переважно у оз. Пісочне. Якщо прийняти до уваги, що у природному ареалі форелеокуня у Північній Америці (басейн Місісіпі та Міссурі) основою живлення є карликовий сомик (*Ameiurus nebulosus*), стає зрозумілим його інтродукція у Шацькі озера (Жукинський, 2007). До речі, карликовий сомик у оз. Пісочне практично відсутній при дослідженнях у 1989 – 2013 рр. (Сидоренко, 2008; Сологор, 2012; Шевченко, 2013). Відповідно до інформації із деяких наукових джерел, природна популяція форелеокуня існує в оз. Пісочне Шацького національного природного парку і на даний час (Свтушенко та ін., 2011).

Якщо зазначена інформація відповідає дійсності, перед Шацьким національним природним парком відкриваються величезні можливості у галузі рекреації та міжнародного рибальського туризму. На даний час великоротий окунь є одним з найпопулярніших об'єктів рекреаційного рибальства у світі. Він інтродукований до водойм більше, ніж 50 країн на всіх континентах, за винятком Антарктиди та Австралії (Welcomme, 1992; Rahel, 2007). Відповідно до Національного дослідження рибальства, полювання та відпочинку на природі, яке проводилося у 2011 р., кожен рік у США 10,6 мільйонів рибалок витрачають 171 мільйон днів на ловлю великоротого окуня, що робить його найбільш популярною прісноводною рибою для спортивної риболовлі у Сполучених Штатах (USDI, 2011). Також, на півдні Європи, особливо у таких країнах, як Іспанія, Італія та Кіпр, форелеокунь виступає одним з основних об'єктів міжнародного рибальського туризму, завдяки якому зазначені вище країни кожного року відвідують десятки тисяч рибалок, що сприяє збільшенню надходжень до місцевих бюджетів.

Враховуючи наведене, необхідно проведення поглибленого дослідження складу іхтіофауни Шацького поозер'я та інших водних об'єктів на території північних районів України, до яких у різні періоди здійснювалися спроби інтродукції великоротого окуня, з метою можливого вилову та дослідження представників зазначеного виду і подальшого всебічного використання їх рекреаційного потенціалу.

До речі, з огляду на досвід інших країн, форелеокунь є чудовим біомеліоратором, основу живлення якого складають небажані вселенці, наприклад, карликовий сомик, ротань-головешка (*Perccottus glenii*), чебачок амурський (*Pseudorasbora parva*), сонячний окунь (*Lepomis gibbosus*) та ін. Його можна досить успішно використовувати для біомеліорації водних об'єктів, іхтіофауна яких представлена переважно малоцінними видами риб.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Свтушенко М.Ю., Дудник С.В., Глебова Ю.А. Акліматизація гідробіонтів. – К : Аграрна освіта, 2011. – 240 с.

Жукинський В. Н. Адвентивні види і змінення ареалів аборигенних гідробіонтів в поверхневих водних об'єктах України. Співвідомлення 2. Лучеперіє риби / В. Н. Жукинський, Т. А. Харченко, А. В. Ляшенко // Гідробіол. журн. – 2007. – 43, № 4. – С. 3–24.

Кримова Р.В. Біологія форелекуня і розведення його в прудах // Труды ВНИИПРХ. 1961. Том 10. Стр. 48-136.

Носаль А. Д. Рибне населення озер Волинської і Ровенської областей і промисел риби / А. Д. Носаль, Л. Г. Симонова / Тр. НИИРХ УАСХН. – Київ : Гос. изд-во сільськогос. лит. УРСР, 1958. – № 11. – С. 111–131.

Рыкова Т.И. Біологічне обґрунтування акліматизації большеротого чорного окуня в Шапсугському водохранилищі /У Труды ВНИРО. 1964. Том 55. Стр. 159-165.

Сидоренко М. М. Сучасний стан іхтіофауни та поширення видів вселенців у водоймах Шацького національного природного парку / М. М. Сидоренко, М. А. Сінчук / Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку : матеріали Наук. конф. 11–14 верес. 2008 р. – Шацьк ; Львів, 2008. – С. 99–101.

Сологор К. А. Сучасний стан рибних ресурсів озер Шацької групи / К. А. Сологор, М. Г. Білецька // Природа Західного Полісся та прилеглих територій : зб. наук. пр. – 2012. – № 9. – С. 221–224.

Шевченко П.Г., Ситник Ю.М., Матейчик В.І., Новіцький Р.О. Ретроспективний огляд формування складу іхтіофауни Шацьких озер // Природа Західного Полісся та прилеглих територій. – 2013. – № 10. – С. 149 – 155.

Rahel, F.J. (2007) Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology* 52, 696-710.

USDI (U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service and U.S. Department of Commerce, U.S. Census Bureau). 2011. 2011 National survey of fishing, hunting, and wildlife associated recreation. U.S. Government Printing Office. Washington, DC.

Welcomme, R.L. (1992) A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposium* 194, 3–14.

УДК 597.552.512(282.247.444)

В.Л. ДОЛИНСЬКИЙ, С.О. АФАНАСЬЄВ, О.О. ГОЛУБ, О.М. ЛЕТИЦЬКА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

СТРУМКОВА ФОРЕЛЬ (*SALMO CISCAUCASICUS DOROFEEVA*, 1967) РІЧКИ ТЕРГІ (ТЕРЕК)*

Тергі – це грузинська назва ділянки річки Терек від його витоків до кордону з Російською Федерацією. Незважаючи на досить глибоку вивченість іхтіофауни Грузії, нам не вдалося знайти будь яких опублікованих іхтіологічних даних стосовно річки Тергі, зокрема, у ґрунтовній монографії “Іхтіофауна рек і озер Грузії” (Эланидзе, 1983) немає жодної згадки про дослідження цієї річки починаючи з 18 ст. Дослідження іхтіофауни Тереку та його притоків досить потужно велись останніми десятиліттями на акваторії РФ (Парфеник, 1966; Саидов, 1989; Чирков, 2002; Якимов, 2002 та ін.), але вони проводились виключно нижче Езмінської ГЕС, яка не має рибоходу та відокремлює верхів'я в окрему ізольовану ділянку. Таким чином, дана доповідь є першою публікацією стосовно іхтіологічних досліджень р. Тергі (верхів'я Тереку).

Річка Тергі починається в альпійській ландшафтній зоні Головного Кавказького хребта з льодовика на горі Зілґа-хох у Казбеґзькому муніципалітеті на висоті 2713 м н.р.м. Приймаючи низку великих і малих притоків, вона стає дуже потужною і на рівні Дарьяльської ущелини має середню витрату 35 м³/с. Загалом р.Терек має загальну

довжину 623 км. Починаючись в Грузії, далі тече територіями суб'єктів РФ: Північної Осетії, Кабардино-Балкарії, Ставропольського краю, Чечні, Дагестану і впадає у Каспійське море. Головними джерелами живлення річки Тергі є притоки, атмосферні опади, ґрунтові води, танення снігу та льодовиків. За типом живлення та внутрішньорічному розподілу стоку р.Тергі відноситься до так званого “Кавказького” типу з повинню у теплий період року, який триває 3-4 місяці звичайно влітку.

Протягом другої половини ХХ ст. на р. Терек у РФ було збудовано Терський каскад з трьох ГЕС, не обладнаних рибопропускними спорудами. Рибоходи з'явилися лише на нових станціях у Грузії — Ларсі ГЕС (2014 р.) та Дарьїлі ГЕС (2017 р.).

Іхтіофауна річки Терек досить багата, на нижній ділянці (Прикаспійська низовина, Дагестан) налічує понад 40 видів, проте, з підйомом вище в гори суттєво біднішає: у Чечні – 6 видів (Каимов, 2000), у Кабардино-Балкарії – 12 аборигенних видів (Чирков, 2002).

Для досліджень іхтіофауни р. Тергі ми використовували гачкові знаряддя лову, кастингову сітку, ставні та конусні сітки, ятірні ловушки. Найбільш результативним знаряддям лову в умовах р. Тергі виявилась кастингівна сітка з діаметром розкриття 10 м і вагою 9 кг.

Кількарічними дослідженнями було встановлено, що в суворих умовах гірської річки на висотах вище 1227 м над рівнем моря (від кордону Грузії з РФ) існує лише один аборигенний вид - струмкова форель та подекуди зустрічаються дві форми інтродукованої микіжі прісноводної (райдувної форелі) *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1972) - звичайна та так звана «батумська» або золота, які утримуються в приватних водоймах у заплаві річки, та інколи попадають в основне русло.

Для струмкової форелі басейну річки Тергі характерні наступні меристичні ознаки: D III-IV 8-11, A III 7-9, зябрових променів 9-11, тичинок на першій зябровій дузі 16-19. Присутній жировий плавець. Рот великий, кінцевий, на щелепах численні гострі зуби. Верхня щелепа заходить за задній край ока. Луска дрібна, у бічній лінії 109 – 118 лусочок. Забарвлення тіла змінюється залежно від кольору води й дна. Спина звичайно оливково-зеленого кольору, іноді із синюватим відтінком; на голові є чорні плями, боки світлі, іноді сіро-жовті із численними розкиданими темними коричнюватими й червоними плямами. Частина червоних плям розташована уздовж бічної лінії в регулярному порядку. Черевце біле. Спинний плавець темно-сірий із чорними й червоними плямами. Парні й анальний плавці жовті. Хвостовий плавець темно-сірий із червонуватим відтінком, жировий плавець з червоною облямівкою. У молодих риб боки срібlistі до темно-блакитних з рядом більших овальної форми сіро-блакитних плям.

Дані морфометричні характеристики й забарвлення виловлених нами риб у цілому відповідають виду *Salmo trutta* Linnaeus, 1758 s.l. – кумжа (Берг, 1948; Эланидзе и др., 1970). До недавнього часу в басейні Каспійського моря вирізняли два підвиди кумжі: каспійська та передкавказька (Дорофеева, 1967). Каспійська кумжа (*Salmo trutta caspius* Kessler, 1870) – гігант серед лососевих (колись досягала маси 51 кг), прохідна риба, нагулюється в Каспії, на нерест іде в річку Куру, де у верхів'ях утворює жилу форму – форель (Рыбы ...). Значно меншою за розмірами є передкавказька кумжа – *Salmo trutta ciscaucasicus* Dorofeeva, 1967. Згодом статус даного підвиду було піднято до видового - *Salmo ciscaucasicus* Dorofeeva, 1967.

Слід зазначити, що цей крок вносить додаткову плутанину в і до того вкрай заплутану систематику роду *Salmo* зі складною внутрішньовидовою структурою, відносно якої погляди авторів принципово різняться. Не вдаючись до цієї полеміки, ми вживаємо видовий статус популяції з річки Терек, як такий, що прийнятий у виданнях останнього часу (Kottelat, 2007; Определитель..., 1913).

Передкавказька кумжа (або терський лосось) прохідна риба, з Каспію йшла на нерест у річки Терек, Самур, Кейранчай (звідки описано голотип цього підвиду) і інші,

крім Кури. Головною у відтворенні цієї кумжі вважалася річка Терек, де до його зарегулювання вона нерестилась у всіх гірських притоках. У верхів'ях річок також утворює жилу форму – форель. Було показано, що у басейні Терека струмкова форель існує у вигляді самовідтворювальних популяцій (Парфеник, 1966; Саидов, Магомедов, 1989).

За даними наших ловів популяція струмкової форелі в р. Тергі характеризувалась переважанням самців. У виловах 2015-2018 років співвідношення статей у виборці складало 1:1,6 на користь самців, а восени на одну самку припадало 12 самців. Раніше існувала думка, що така статева диспропорція компенсувалась самицями прохідної кумжі (Барач, 1962). Однак, існування цієї диспропорції в умовах нинішнього зарегульованого Терека змушує шукати інше пояснення даного феномену.

Максимальна довжина виловлених нами форелей дорівнювала 240 мм (повна, *L*). Проте, звичайно ловились екземпляри довжиною 70—150 мм. Слід зазначити, що значно нижче за течією (в Кабардино-Балкарії) максимальна довжина форелі дорівнювала 420 мм (Якимов, 2002). Цікавим виявився також той факт, що антедорсальна відстань (*aq*) виловлених нами екземплярів була більше постдорсальної (*rd*) в середньому у 1,15 разів, що вказує на те, що вони мають більш коротке, але сильне хвостове стебло, більш придатне до перебування у стрімкій течії. В той же час, у форелей з нижніх ділянок р. Терек, де швидкість течії повільніша, це співвідношення (за даними з Каимов, 2013) було достовірно меншим — у 0,98 разів. Така морфологічна відмінність дозволила розрізнити дві популяції форелей — середньогірну та високогірну, причому перша з них поширена в річках лісової ландшафтної зони, а друга в річках альпійської зони (Эланидзе, 1983). В межах вивченої ділянки басейну нами також було відмічено декілька форм даного виду. Популяція із р. Сно відрізнялася від такої з Тергі вираженим темним кольором, розмитими чорними плямами з практичною відсутністю червоних та укороченим тілом при більшій його висоті. В Трусівській ущелині всі екземпляри форелі були найбільш «прогонистими» та мали найбільш виражені червоні плями в забарвленні. Нижче впадіння р. Сно можна було спіймати екземпляри з усіма варіантами забарвлення.

За опублікованими даними верхня межа поширення форелі на Центральному Кавказі сягає 2300 м н.р.м. (Берг, 1948; Парфеник, 1966, та ін.). Найвищою точкою знаходження нами струмкової форелі на р. Тергі була ділянка у Трусівській ущелині також з висотою 2300 м н.р.м., але, за свідомством грузинських прикордонників та монахів з монастиря Абано, форель виловлювалась і на більших висотах. Не рідкісними були її вилови на ділянках до 2500 м н.р.м.

Зареєстровані нами розбіжності у морфології та забарвленні передкавказької кумжі в різних локальних популяціях на фоні штучної фрагментованості р. Терек свідчать про необхідність подальших досліджень екології та процесів формоутворення цього виду із залученням генетичних методів.

**Публікацію підготовлено за підтримки Програми 6541230 теми «Кліматогенні перебудови угруповань гідробіонтів та їх вплив на екологічний стан та біопродуктивність транскордонних з ЄС річок України» (2018–2019 р.) № держреєстрації 0118U002287, а також «Дослідження, оцінка та розробка заходів із збереження біотичного і ландшафтного різноманіття гірських річок на основі підходів Європейського союзу до створення планів управління річковими басейнами» (2015-2019 рр.) № держреєстрації 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Барач Г.П. Черноморская кумжа лосось-форель. Изд-во АН ГрузССР. 1962. – 112 с.
- Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран // М.-Л.: Изд-во АН СССР, ч. 1–4, 1948.

Дорофеева Е.А. Сравнительно-морфологические основы систематики восточно-европейских лососей // Вопр. ихтиологии. 1967. - Т.7. – Вып. 1(42). – С. 2–17.

Каимов М. Г. Экология и биологические особенности ручьевой (*Salmo trutta morpha fario* (Linnaeus, 1758) и эйзенамской (*Salmo trutta ezenami*. Berg, 1948) форелей Терско-Каспийского района. Дисс. канд.биол. наук. – Махачкала – 2013. – 228 с.

Каимов М.Г., Гайрабеков Р.Х. Экология ручьевой (*Salmo trutta ciscaucasicus morpha fario*. Dorofeeva, 1967) и эйзенамской (*Salmo trutta ezenami*.Berg, 1948) форелей в водоемах Чеченской Республики. Монография. Грозный: издательство Чеченского государственного университета, 2015. – 132 с.

Парфеник А.Н. Рыбы водоемов Кабардино-Балкарской АССР и меры по сохранению их запасов // Природа Кабардино-Балкарии и ее охрана. Нальчик, 1966. – С. 61–79.

Определитель рыб и беспозвоночных Каспийского моря. Т. 1. Рыбы и моллюски / Богущкая Н. Г., Кияшко П. В., Насека А. М., Орлова М. И. – СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2013. – 543с.

Рыбы в заповедниках России. В двух томах (под ред. Ю.С. Решетникова). Т.1. М.: Т-во научных изысканий КМК, 2010. – 627 с.

Саидов Ю.С., Магомедов Г.М. Сравнительно-морфологические основы систематики форелей и каспийского лосося. М.: Наука, 1989. 108 с.

Чирков С.М. Современное состояние ихтиофауны горных рек Кабардино-Балкарской республики и перспективы ее рационального использования. Дисс. канд.биол. наук. – Астрахань – 2002. – 228 с.

Эланидзе Р.Ф., М.Г. Деметрашвили, О.Г. Бурчуладзе, Б.Е. Курашвили. Рыбы пресных вод Грузии. - Тбилиси: Мецниереба, 1970. – 116 с.

Эланидзе Р.Ф. Ихтиофауна рек и озер Грузии. – Тбилиси: Мецниереба, 1983. – 320 с.

Якимов А. В. Экология и биология ручьевой форели (*Salmo trutta morpha fario* L., 1758) в условиях Центрального Кавказа (в пределах Кабардино-Балкарии). Дисс. канд. биол. наук. - Ростов-на-Дону — 2002. – 141 с.

Kottelat, M. and J. Freyhof. Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany. – 2007. – 646 p.

УДК 57.084:597.556.333.1

В.В. ЗАМОРОВ, Ю.В. КАРАВАНСЬКИЙ, І.А. КАПШИНА
Одеський національний університет імені І.І. Мечникова,
Дворянська, 2, Одеса 65082, Україна

РУХОВА АКТИВНІСТЬ БИЧКА СУРМАНА *PONTICOLA CEPHALARGOIDES* (PINCHUK, 1976) ПРОТЯГОМ ДОБИ В ШТУЧНИХ УМОВАХ ІСНУВАННЯ

Найбільш чисельною групою донної іхтіофауни Одеської затоки є бичкові риби (Gobiidae). Серед них по кількості в сітятих уловах після бичка кругляка *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) займає бичок сурман *Ponticola cephalargoides* (Pinchuk, 1976), обидва види є понто-каспійськими реліктами (Черникова, Заморов, 2011; Заморов, Черникова и др., 2015).

На сьогодні при вивченні стану багатьох гідробіоценозів треба приділяти увагу дослідженням, які спрямовані на раціональне використання водних біоресурсів. Слід зазначити, що бичок сурман є одним з перспективних промислових видів риб прибережної зони моря Одеського регіону (Северо-западная часть..., 2016). Для організації оптимального лову риби важливе значення набувають знання щодо її добової ритміки, адже при визначенні часу найбільшої активності риб можна більш

оптимально використовувати промислові ресурси. Біоритми риб недостатньо вивчені (Власов и др., 2013), тому дослідження щодо добової рухової активності риб несуть не лише прикладний, а й фундаментальний характер. Тому в даній роботі була розглянута добова ритміка рухової активності бичка сурмана.

Дослідження проводили в акваріальній кафедрі гідробіології та загальної екології Одеського національного університету імені І.І. Мечникова.

Пересування риб фіксували за допомогою цифрової камери, встановленої над акваріумом на висоті 125 см, з таким розрахунком, щоб об'єктив відеокамери охоплював всю площу дна акваріума. Потім отриманий відеозапис переносили в пам'ять комп'ютера і аналізували зображення.

Для утримання риб використовували природну морську воду. Для проведення експерименту відібрали особин бичка сурмана загальною довжиною 10–13 см, які були спіймані в Одеській затоці в листопаді 2018 року на вудку. Група риб складалась з шести особин – 3 самців і 3 самиць. Після адаптації риб до перебування в штучних умовах, вони були поміщені в експериментальний акваріум для проведення спостережень.

Температуру води в акваріумі підтримували на рівні 16°C, годували риб один раз на добу. Раціон бичків складався з замороженої мідії, риби і мотиля. Експеримент проводили цілодобово протягом п'яти днів (з 19–23 січня 2019 р.).

Експериментальний акваріум був розташований таким чином, що цілодобово знаходився під природним освітленням. Вимірювання рухової активності риб фіксували по інтервалах, тривалістю 1 година. За одиницю активності обрали середню кількість рухів, які приводили до зміни положення риби, за годину (рухів/година).

В результаті проведених досліджень з'ясовано, що рухова активність бичка сурмана протягом доби змінювалась достатньо помітно.

При природному освітленні з 00.00 до 05.00 години активність коливалась в межах з 47,5 до 56,9 рухів за годину, у середньому $52,0 \pm 4,6$ рухів за годину. Далі з 05.00 до 08.00 години активність зростала та досягала максимального значення з 06.00 до 07.00 годин ($71,1 \pm 10,7$ рухів/година). З 08.00 до 09.00 години кількість рухів у риб різко падає ($58,4 \pm 4,5$ рухів/година), досягаючи з 15.00 до 16.00 години мінімальних величин ($20,0 \pm 2,8$ рухів/година). Далі з 16.00 години активність риб збільшувалася і трималася в межах 28,3–36,7 рухів за годину. З 23.00 до 24.00 години кількість рухів помітно зросла ($49,2 \pm 5,0$).

Подібну рухову активність було зафіксовано для струмкової форелі *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, яка підвищувалася в сутінках і на світанку (Holliday et al., 1974).

Копп з колегами (Копп et al., 2018) вивчали вплив освітленості та циркадну періодичність рухової активності личинок даніо *Danio rerio* (Hamilton, 1822). При циклічному впливі двох періодів – світла (14 годин) і темряви (10 годин), характер активності риб вдень і вночі зберігався. При зміщенні цих циклів риби все одно демонстрували чіткий добовий ритм.

О.В. Муравейко (2014) досліджував рухову активність баренцевоморського керчака *Myoxocephalus scorpius* (Linnaeus, 1758). Зазвичай цей вид зустрічається в незначній кількості при траловому промислі донних риб. Дослідження показали збільшення рухової активності цього виду вночі та зменшення її вдень, що допомогло визначити оптимальний час для промислового вилову керчака.

За результатами нашого дослідження з'ясовано, що максимальна активність бичка сурмана проявляється в першій половині доби, а саме з 05.00 до 08.00 години ($70,3 \pm 6,2$ рухів за годину). Кожну добу протягом усіх п'яти днів проведення досліджень, спостерігали підвищення активності риб з 05.00 до 08.00 години, зниження цього показника з 08.00 до 16.00 години та знову її підвищення з 16.00 до 24.00 години, тобто рухова динаміка бичків має добову циклічність.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Власов В.А., Маслова Н.И., Пономарёв С.В., Баканёва Ю.М. Влияние света на рост и развитие рыб // Вестник АГТУ. Рыбное хозяйство. – 2013. – № 2. – С. 24–34.
- Заморов В.В., Черникова С.Ю., Караванский Ю.В., Леончик Е.Ю. Динамика сетных уловов бычковых рыб (Gobiidae) в прибрежной зоне Одесского залива // Наукові записки ТНПУ імені Володимира Гнатюка. Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. – 2015. – № 3–4 (64). – С. 238–241.
- Муравейко А.В. Анализ двигательной активности и температурная устойчивость бычка *Myoxocephalus scorpius* (L.) // Вестник МГТУ. – 2014. – Т. 17, № 1. – С. 165–170.
- Северо-западная часть Черного моря: структура и климатическая изменчивость океанологических полей / Попов Ю.И., Матыгин А.С., Коломейченко Г.Ю., Заморов В.В., Черникова С.Ю., Петров С.А., Пономарева Л.П., Караванский Ю.В., Леончик Е.Ю., Каштаков В.Д. – Одесса: ФОП Попова Н.М., 2016. – 439 с.
- Черникова С.Ю., Заморов В.В. Ихтиофауна Одесского залива (Чёрное море) в первом десятилетии XXI века // Морський екологічний журнал. – 2011. – Т. X. – № 3. – С. 76–85.
- Kopp R., Legler J., Legradi J. Alterations in locomotor activity of feeding zebrafish larvae as a consequence of exposure to different environmental // Environmental science and pollution research. – 2018. – V. 25. – P. 4085–4093.
- Holliday F., Tytler P., Young A. Activity level of trout (*Salmo trutta*) in air threy loch, stirling and loch levon // Proc. Roy. Soc. Edinburg. – 1974. – V. 74, N. 1. – P. 315–331.

УДК 595.324:579.864.083.1

К.І. ІГНАТ, Л.М. ВАСІНА

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича,
Інститут біології, хімії та біоресурсів,
Вул. Коцюбинського 2, Чернівці 58012, Україна

БІОІНКАПСУЛЯЦІЯ МОЛОЧНОКИСЛИХ БАКТЕРІЙ У ЗООПЛАНКТОН

Через швидке розповсюдження, охоплення великої кількості гідробіонтів та відсутності ефективного лікування бактеріальні захворювання залишаються одними з найбільш небезпечних інфекційних хвороб риби, які щорічно можуть призвести до збитків у розмірі 10-15% від загальної вартості виробленої світової продукції аквакультури. Хоча основними заходами боротьби залишаються антибактеріальні препарати, на сьогодні окремі з них заборонені для застосування у практиці через негативний вплив на клітинний і гуморальний імунітет риби та швидкий розвиток до них множинної лікарської резистентності. Попередити виникненню небезпечних хвороб можуть лише своєчасні профілактичні і протиепізоотичні заходи.

Як показує наявний нині досвід, продуктивним методом компенсації несприятливих зовнішніх впливів на рибу при її штучному вирощуванні може слугувати застосування пробіотиків (Banerjee, 2017). Джерелом цих організмів часто виступає травний тракт тварини-господаря. З іншого боку, численні дослідження вказують на позитивний ефект застосування пробіотичних мікроорганізмів, виділених з інших екосистем (Наі, 2015). Механізм дії пробіотиків базується на конкурентному інгібуванні патогенів та імуномодуляції макроорганізму. Пробіотики також можуть призвести до посиленого росту гідробіонтів та сприяти кращій конверсії корму (Tan, 2019).

Важливим етапом є введення пробіотичного препарату у організм риби. Пробіотики можна вводити в організм риби безпосередньо у складі сухого корму чи

застосовуючи живий корм. Останній особливо активно використовується на ранніх етапах онтогенезу риб, оскільки володіє високою поживною цінністю та ще рядом вагомих переваг (рухливість, співрозмірність розмірів).

Часто основою стартового раціону риб слугують планктонні ракоподібні. Важливим є те, що вони можуть виступати й засобом доставки в організм личинок риб різноманітних терапевтичних агентів, есенціальних сполук, гормональних та профілактичних засобів. Тому метою даної роботи було дослідження можливості використання різних штамів молочнокислих бактерій у технології біоінкапсуляції живих кормів на прикладі прісноводних дрібних ракоподібних *Daphnia magna*.

Дослідження проводили на чистих культурах молочнокислих бактерій, попереднє вивчення яких показало високі адгезивні й антагоністичні властивості та резистентність до антибіотиків широкого спектру дії. Для культивування їх використовували спеціальні рідкі поживні середовища – MRS та середовища Блаурокка. Мікроорганізми інкубували впродовж 18 годин при температурі 37°C. Надалі культуру центрифугували 20 хв при 4°C при 4500 об/хв.

Прісноводний зоопланктон вирощували на модифікованому середовищі ADaM, що містило синтетичну морську сіль, розчин кальцію хлориду, натрію гідрокарбонату, оксиду селену. Культивування здійснювали у ємності місткістю 0,5 л, початкова щільність складала 50 ос./л. При розведенні дотримувалися 16-годинного фотоперіоду та температури 22°C в умовах кліматичної кімнати. Фаза адаптації до поживного середовища тримала 4 доби. Як контрольний кормовий субстрат для зоопланктону використовували водну суспензію *Saccharomyces cerevisiae*, стандартизовану за кількістю клітин $24 \cdot 10^6$ КУО/л. Через 48 год після останнього годування вносили суспензію молочнокислих бактерій, стандартизовану у кількості 10^8 КУО. Насичення зоопланктону пробіотиками тривало 72 години. Проводили дослідження виживаності дрібних ракоподібних, визначення їх індивідуальної довжини, вивчення мікробного пейзажу після механічної гомогенізації та посіву на спеціальні поживні середовища.

Як свідчать експериментальні дослідження, відсоток виживаності *Daphnia magna* значно відрізняється за умов використання пробіотичних добавок порівняно з контрольними організмами та сильно варіює у випадку застосування монокомпонентних та полікомпонентних пробіотиків. Так, при використанні комбінованого засобу, що містив три культури молочнокислих бактерій виживаність становила $65 \pm 5\%$, а виживаність дафній при застосуванні окремих монокультур від 40 до 50%.

Визначення індивідуальної довжини особин зоопланктону показало збільшення на 40% данного показника за умов використання монопрепаратів пробіотиків та перевищення контрольних значень у 1,8 рази (3.176 ± 0.045 мм на противагу 1.737 ± 0.027 мм) при застосуванні комбінованих засобів.

Надалі здійснювали механічну гомогенізацію ракоподібних. Супернатант у кількості 1 мл висівали у рідке поживне середовище. Після 24-годинного культивування при температурі 37°C готували фіксовані забарвлені препарати. Мікроскопічне дослідження дозволило виявити бактерії, що за морфологічними ознаками були ідентичними з наявними у складі пробіотичних препаратів культурами. Як контроль використовували гомогенати ракоподібних, що перебували на стаціонарній дієті.

Отже, досліджувані молочнокислі бактерії відповідають основним вимогам щодо пробіотичних штамів, здатні колонізувати шлунково-кишковий тракт прісноводних ракоподібних і можуть розглядатися як потенційні компоненти пробіотичних засобів у аквакультурі.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Banerjee G., Ray A. K. The advancement of probiotics research and its application in fish farming industries // Research in Veterinary Science. – 2017. – Vol.115. – P. 66–77.

Hai N.V. The use of probiotics in aquaculture // Journal of Applied Microbiology. – 2015. – Vol.119(4). – P. 917-935.

Tan H.Y., Chen S.W., Hu S.Y. Improvements in the growth performance, immunity, disease resistance, and gut microbiota by the probiotic *Rummeliibacillus stabekisii* in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) // Fish & Shellfish Immunology. – 2019. Vol.92. – P. 265–275.

УДК504:574.58:597.2/.5

О.М. КЛИМЕНКО, О.О. БЄДУНКОВА, О.Т. МОРОЗ

Національний університет водного господарства та природокористування,
вул. Соборна, 11, Рівне 33028, Україна

АСИМЕТРИЯ МОРФОЛОГИЧНИХ ОЗНАК РИБ У РЕГІОНАЛЬНОМУ МОНІТОРИНГУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ

В рамках екосистемного інтегрованого підходу, при оцінках екологічних наслідків забруднення вод перевага надається дослідженню риб на рівні організму. Зокрема, такі світові системи моніторингу як Environmental Monitoring and Assessment Program (1992), Mid-Atlantic Highlands Assessment (1997), European Environment Agency (2003), Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000), Environment Canada (2004), та ін. при тривалій дії забруднень води, особливо токсичного характеру, використовують відгуки певних функціональних систем організму риб.

Метою наших досліджень був аналіз асиметрії морфологічних ознак риб, що є чутливим індикаційним показником здоров'я гідроекосистем для з'ясування оптимального набору ознак, що повинні використовуватись при оцінках стану лотичних гідроекосистем у межах Західного Полісся України.

Контрольні облови риби проводились на 16 репрезентативних створах малих та середніх річок, що зазнають антропогенного навантаження різної інтенсивності. Всього було досліджено 6 видів найбільш масових представників іхтіофауни регіону: верховодка (*Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)); краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758)); плітка (*Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)); карась сріблястий (*Carassius auratus gibelio* (Linnaeus, 1758)); лящ (*Abramis brama* (Linnaeus, 1758)); окунь річковий (*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)). Чисельність вибірок кожного виду риб налічувала від 19 до 31 особини.

Флуктуючу асиметрію (ФА) оцінювали для 9 білатеральних меристичних ознак: кількість променів у грудних (*P*) і черевних плавцях (*V*); кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі (*sp.br*); кількість пелюсток у зябровій перетинці (*f.br*); кількість лусок у бічній лінії (*jj*); кількість лусок із сенсорними каналцями (*jj.sk*); кількість рядів лусок над (*squ₁*) і під (*squ₂*) бічною лінією; кількість лусок збоку хвостового плавця (*squ.pl*). В якості показника асиметрії використовували середню частоту асиметричного прояву (ЧАП) на ознаку (ЧАПО) та на вибірку (ЧАПВ), яку розраховували як відношення числа ознак, що виявляють асиметрію, до загального числа врахованих ознак.

Для перевірки відповідності розподілу величин ЧАПВ та ЧАПО представників іхтіофауни досліджуваних гідроекосистем було оцінено апроксимацію рівнів флуктуючої асиметрії меристичних ознак риб за допомогою трендових моделей, що є змістом регресійного аналізу. При цьому, в якості незалежної змінної (*x*) була прийнята видова приналежність досліджуваних видів риб, а в якості залежної змінної (*y*) – розраховані рівні флуктуючої асиметрії їх парних меристичних ознак. Опис набору даних проводили за допомогою трьох видів ліній тренду: лінійної, логарифмічної та поліноміальної. Зауважимо, що лінія тренду підтверджує точність фактичних даних, коли величина вірогідності апроксимації (R^2) рівна або близька до 1.

Аналіз отриманих величин вірогідності апроксимації свідчить, що найбільш тісним виявився функціональний зв'язок рівнів ФА риб за поліноміальним типом трендової моделі третього ступеню. Зокрема, для досліджуваних видів риб, середні величини R^2 поліноміальної моделі коливались в межах 0,7006-0,7588. Середні величини вірогідності апроксимації лінійної та логарифмічної моделей були помітно меншими та коливались в межах 0,5239-0,6361 та 0,3956-0,5025 відповідно. Достатньо високі значення величин вірогідності апроксимації поліноміальної моделі для всіх видів риб, проведені проміри меристичних ознак та розраховані рівні їх асиметричного прояву можуть вважатись достовірними, однак це потребує певних підтверджень.

При використанні методів математичної статистики надзвичайно важливо знати і закон розподілу властивостей, що вивчаються. По суті, вже сама досліджувана змінна представлена масивом емпіричних даних з певним законом розподілу ймовірностей реалізації її значень. Тому будь-яка статистична обробка передбачає й оцінку закону розподілу. Зокрема, мірою, яка часто використовується при оцінках розподілу ФА є дисперсія по асиметрії (σ_d^2), котра розраховується для кожної з морфологічних ознак.

Для проаналізованих видів риб Західного Полісся України найвищі рівні дисперсії по асиметрії були характерні для таких морфологічних ознак як кількість зябрових тичинок на 1-й зябровій дузі та кількість зябрових пелюсток.

Середні величини даного показника у різних видів риб коливались відповідно від 0,64 до 0,25 для *sp.br.* та від 0,04 до 0,23 для *f.br.* Найнижчим виявився розподіл середніх величин дисперсії по асиметрії таких показників як кількість рядів лусок під бічною лінією (*Sgu₂*) та кількість лусок збоку хвостового плавця (*Sgu.pl*), що коливались відповідно в межах від 0,00 до 0,10 та від 0,00 до 0,13.

Виявлення розрізаних величин дисперсії асиметрії зумовило проведення додаткової перевірки гіпотези про нормальність емпіричного розподілу досліджуваних ознак, адже, нормальний розподіл є симетричний відносно середнього значення і є "ідеальний" - не загострений і не згладжений.

Для кількісної оцінки відхилення від нормального розподілу дослідники використовують міри асиметрії й ексцесу. Вважається, що при нормальному розподілі параметричні показники асиметрії та ексцесу дорівнюють нулю, але реально таке майже не спостерігається. Про достовірну відмінність емпіричного розподілу від нормального свідчать показники t_A і t_E , які ≤ 3 .

Результати розрахунків свідчать про достовірну відмінність емпіричного розподілу від нормального ($t_A = 2,71 \leq 3$; $t_E = 2,14 \leq 3$) дисперсії по асиметрії меристичних ознак представників іхтіофауни досліджуваного регіону.

Середні значення дисперсії асиметрії таких меристичних ознак як кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі, кількість рядів лусок під бічною лінією та кількість лусок збоку хвостового плавця не входили в діапазон нормального розподілу середніх значень асиметрії ($0,18 \pm 0,127$) решти проаналізованих ознак. Крім того, перевірка за допомогою простої регресії виявила залежність між асиметрією ознак лише згідно поліноміальної залежності третього ступеня ($R^2 = 0,684$). Отже, було припущено, що з метою спрощення проведення оцінки морфометричного гомеостазу, ці показники можливо не використовувати. Для перевірки даного припущення скористались елементами регресійного аналізу середніх величин дисперсії асиметрії тих показників, які увійшли до діапазону нормального розподілу.

Отримані лінійна, логарифмічна та поліноміальна залежність мали високий рівень апроксимації, відповідно 0,74; 0,52 та 0,98, що підтвердило тісну залежність розподілу асиметрії врахованих меристичних ознак риб.

Необхідно зробити доповнення, що на рівні популяційних оцінок асиметрія різних ознак звичайно виявляється високоскорельованою. Узгодженість їх змін є надійним свідченням того, що в досліджуваній групі вибірок дійсно існують відмінності за загальною стабільністю розвитку. І, навпаки, відсутність такої

узгодженості та помітне відхилення величини асиметрії окремих ознак має випадковий характер та, відповідно, виявляються неузгодженими.

Те, що дисперсія асиметрії кількості зябрових тичинок на 1-й зябровій дузі (*sp.br.*) мала помітне переважання величини дисперсії асиметрії інших ознак, скоріше пов'язане з травмуванням риби під час вилову або вимірів, а отже розцінюється нами здебільшого як похибка вимірювань. Тому, облік даної ознаки при оцінках стабільності розвитку риб може призводити до певних спотворень результатів. Щодо двох інших ознак, дисперсія асиметрії яких не увійшла до діапазону нормального розподілу (*squ2* та *squ.pl*), можна припустити, що рівні їх флюктууючої асиметрії не виявляють чутливість до екологічних умов водного середовища. Це, на нашу думку, дозволяє виключити згадані ознаки з переліку необхідних меристичних промірів риб досліджуваного регіону. До того ж, погляд авторів методики оцінки стабільності розвитку організмів акцентує увагу на необхідності пошуків оптимального набору меристичних ознак різних груп організмів для окремих регіональних умов, за рівнями їх мінливості та величиною асиметрії.

На підставі проведеної обробки результатів досліджень за необхідними математичними критеріями, пропонуємо при оцінках морфометричного гомеостазу риб Західного Полісся України використовувати шість меристичних ознак, дисперсія асиметрії яких має достовірну відмінність емпіричного розподілу від нормального та характеризується високим рівнем апроксимації за трендовими рівняннями: P , V , $f.br$, jj , jj_{sk} , Sgu_1 .

Не менш важливим є вибір видів риб, стабільність розвитку яких можна вважати мірою середовищного стресу. Відомо, що пониження гомеостазу є платою за виживання на межі можливостей виду. Однак, умови, що викликають порушення стабільності розвитку для одного виду виявляються оптимальними для іншого виду, який характеризується високою стабільністю розвитку.

Так, серед шести проаналізованих видів риб досліджуваного регіону, у переважній більшості випадків, найвищі рівні ФА відмічались у плітки та верховодки (в середньому IV бали по репрезентативним створам). Морфологічний гомеостаз окуня та краснопірки був дещо кращим, із середньою стабільністю розвитку проаналізованих вибірок близько III балів. Усереднені показники ФА вибірок ляща свідчать про II бал, карася про I бал стабільності розвитку виду в умовах річкових гідроекосистем області. Очевидно, що різні представники іхтіофауни мають різну чутливість до умов середовища, тому для з'ясування інтегрального стану гідроекосистеми цілком виправданим є аналіз стабільності розвитку декількох видів організмів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Виноградов К.П., Сакун Ю.В., Белоусова К.М., Гончаров Г.Л., Шабанов Д.А. Вивчення флюктууючої асиметрії річкового окуня (*Perca fluviatilis* L., 1758) // Збірник наукових праць Харківського національного педагогічного університету імені Г.С. Сковороди Біологія та валеологія, 2012, Вип. 14. – С. 9-17.

Слейко В., Пенцак Є. Використання коефіцієнтів асиметрії та ексцесу у параметричних статистичних моделях // Фіз.-мат. моделювання та інформ. технології. – 2006. – Вип. 4. – С. 114-122.

Захаров В. М. Здоровье среды: практика оценки. М.: Центр экологической политики России. Центр здоровья среды, 2000. – 320 с.

Казакова Д.Д. Асимметрия парных структур обыкновенного гольяна некоторых водотоков бассейнов рек Печора и Вычегда. Режим доступа: http://resources.krc.karelia.ru/krc/doc/publ2009/bioresurs/Bioresurs_2009_244-247.

Каленчук-Порханова А.А. Аппроксимация функций одной и многих переменных // Численные методы для многопроцессорного вычислительного комплекса ЕС. – М.: Изд-

во ВВИА им. Н. Е. Жуковского, 1987. – С. 366–395.

Lajus D., Knust R., Brix O. Fluctuating asymmetry and other parameters of morphological variation of eelpout *Zoarces viviparus* from different parts of distributional range // Sarsia. – 2003. – Vol. 88 (4). – P. 247–260.

УДК 597.1/.5:556.53(477-25)

Д.В. МЕДОВНИК

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

МОРФОЛОГІЧНІ АНОМАЛІЇ РОЗВИТКУ РИБ МАЛИХ РІЧОК НИВКА ТА ГОРЕНКА *

Відомо, що через високу чутливість екосистем малих річок до дії різноманітних абіотичних і біотичних чинників (Иванчева, Иванчев, 2008) рибне населення вказаних водотоків найбільшою мірою вразливе до наслідків антропогенного навантаження, зокрема до токсичного забруднення водного середовища. При цьому значну небезпеку для угруповань риб становить не лише гострий, але й хронічний токсичний вплив, який може порушувати репродуктивну функцію, зокрема спричиняючи асинхронний і асиметричний розвиток гонад (Кашулин, Лукин, Амундсен, 1999). Крім того, багатьом токсикантам притаманний мутагенний і тератогенний вплив на статеві клітини та ембріони риб (Таликина и др., 1999), яким властива найбільша чутливість до дії несприятливих чинників середовища порівняно з більш старшими віковими групами, тому частка ембріонів з морфологічними аномаліями розвитку в цілому відображає фізіологічну реакцію певного виду риб на представлені умови інкубації (Мунтян, 1982). Наразі результати досліджень впливу токсикантів на зустрічальність морфологічних аномалій у риб стосуються переважно ембріонального періоду онтогенезу в експериментальних умовах та ефективності відтворення промислових видів у великих водоймах. Разом з тим, для збереження і відновлення рибного населення малих річок необхідно дослідити вплив антропогенного навантаження на онтогенез видів риб, що є типовими мешканцями таких водотоків. Одним із показників такого впливу на перебіг онтогенезу може слугувати представленість особин з морфологічними аномаліями на ділянках водотоків, розбіжних за гідрохімічною та еколого-токсикологічною характеристикою води та донних відкладів.

Як приклад таких водних об'єктів були обрані ділянки річок Нивки та Горенки, які протікають територією м. Києва. При цьому р. Нивка зазнала істотного ступеню трансформації гідрологічного режиму та забруднення стічними водами практично на всій протяжності русла (Коновець та ін., 2013), тоді як верхів'я р. Горенка не підлягає істотному антропогенному навантаженню (Екологічні проблеми..., 2015). Так, згідно екологічної класифікації (Методи гідроекологічних..., 2006), за показниками вмісту сполук мінерального азоту, органічної речовини та деяких важких металів (Cu, Cd) вода у верхній течії р. Горенки належить до I–III класу, 1–4 категорії («дуже чиста» – «слабко забруднена»), тоді як на трансформованих ділянках р. Нивки – до III–V класу, 5–7 категорії («помірно забруднена» – «дуже забруднена»); при цьому рівень гострої летальної токсичності води у р. Нивці періодично досягав низького, а донних відкладів – середнього рівня, тоді як у р. Горенці токсичності виявлено не було (Медовник, 2018). Як об'єкти досліджень виступали два види риб, що адаптувались до існування в обох вищевказаних водотоках – чутливий до якості водного середовища (Мовчан, 2011) аборигенний пічкур звичайний (*Gobio gobio* (L.), 1758) та порівняно резистентний (Мовчан, 2011) до шкодочинного впливу інвазивний карась китайський (*Carassius auratus* (L.), 1758). Загальний обсяг вибірок склав 576 екз. пічкура звичайного та

268 екз. карася китайського, з яких дослідження внутрішніх органів проведено на 59 та 57 екз. відповідно. Вік досліджуваних риб становив 0+–3+ роки.

Результати зовнішнього обстеження вказали на наявність у окремих екземплярів пічкара звичайного з р. Нивки дефектів розвитку плавців (вкорочення одного з парних або однієї лопаті хвостового, деформація або подовження лопаті хвостового – у 3,5 %), бічної лінії (викривлення або переривання – у 1,5 %), луски (збільшений розмір, змінена форма або напрямок росту – у 1,4 %), очних яблук (одностороння мікрофтальмія чи анофтальмія – у 1,2 %) та рила (виражена асиметрія – у 0,4 %). Окремо слід виділити екземпляр з вдвічі подовженою нижньою лопаттю хвостового плавця, яка набула серпоподібної форми. Відомо (Татарко, 1966), що такий характер порушень розвитку є типовим для цього виду риб у випадку інкубації за несприятливих гідрофізичних і гідрохімічних умов середовища. Загалом вищезазначені дефекти були виявлені у 8,0 % риб. В результаті дослідження внутрішніх органів у 11,5 % особин пічкара з р. Нивки також було виявлено асиметрію гонад, що можна розглядати як свідчення токсичного впливу середовища існування. При цьому у риб із умовно непорушеної ділянки річки виявлено лише аномалії розвитку плавців (у 1,1 %). У карася китайського з трансформованих ділянок р. Нивки також відзначено дефекти розвитку плавців (відсутність чи вкорочення одного з парних, подовження всіх плавців, деформація лопатей хвостового плавця – у 5,5 %), бічної лінії (подвоєння, викривлення або переривання – у 4,6 %), зябрових кришок (вкорочення з вигином або без такого – у 1,8 %), луски (збільшений розмір, змінена форма або напрямок росту – у 0,9 %), очних яблук (одностороння мікрофтальмія – у 0,5 %) та анального отвору (асиметрія – у 0,5 %). Слід відзначити екземпляр із аномальним подовженням всіх плавців на зразок такого у форми «комета». Загалом на досліджених ділянках р. Нивки було виявлено 13,7 % аномальних особин карася. Вищеописані аномалії слід розглядати як неспецифічні (Татарко, 1966а) для коропових риб, і такі, що виникають внаслідок інкубації за неоптимальних умов. Відомо (Мунтян, 1982; Татарко, 1966а), що риbam притаманний аналогічний характер морфологічних аномалій, спричинених підвищеними та зниженими температурами, а також дією інших несприятливих чинників середовища. Тому порівняно висока частота зустрічальності цих порушень розвитку в умовах антропогенного навантаження (р. Нивка) підтверджує наявність шкодочинного впливу останнього на рибне населення, однак не може бути однозначно асоційована з дією певного чинника. Ще одним підтвердженням наявності шкодочинного впливу на трансформованих ділянках річки є виявлення у значної частки особин карася (10,0 %) вираженої асиметрії гонад. В той же час, подібно до пічкара звичайного, у особин карася китайського з умовно непорушеного водотоку виявлено лише аномалії будови плавців (вкорочення чи деформація – у 3,1 %).

Тобто, у обох досліджених видів риб відмічено значно вищу зустрічальність морфологічних аномалій розвитку зовнішніх структур і внутрішніх органів в умовах істотного антропогенного навантаження. В цілому в умовах антропогенного навантаження зустрічальність аномалій у карася була вищою на 342 %, тоді як у пічкара – на 627 %. При цьому на умовно непорушеній ділянці водотоку аномалії у карася зустрічались на 182 % частіше порівняно з пічкаром, а на трансформованих ділянках річки – на 71 %. Можливо, більша частка аномальних особин у карася і менш виражене зростання цього показника в умовах антропогенного навантаження пов'язано з вищою морфологічною пластичністю цього виду риб та нижчою чутливістю до шкодочинного впливу середовища (Мовчан, 2011). Найбільш поширеним типом морфологічних аномалій зовнішньої будови в обох досліджених видів риб виявились дефекти розвитку плавців, що зустрічались також у екземплярів із умовно непорушеної ділянки водотоку. Також слід вказати, що у риб в умовах антропогенного порушення середовища відзначено варіабельність забарвлення, в тому числі наявність значно депігментованих особин обох досліджених видів. Однак визначення окремих

екземплярів як нормальних чи аномальних за цим показником, а також з'ясування причин описаного явища потребує подальшого дослідження. Слід відзначити, що у кожного окремого екземпляра з досліджених вибірок спостерігались ізольовані морфологічні аномалії, що поширювались лише на певний орган чи систему. При цьому в жодного з вивчених аномальних екземплярів не було виявлено зовнішніх ознак виснаження та інших патологічних процесів. Можливо, екземпляри з множинними та більш системними аномаліями розвитку (викривлення тіла тощо) підлягали елімінації протягом початкових етапів онтогенезу і таким чином не потрапляли до вибірок.

Вищенаведені результати досліджень свідчать, що представленість морфологічних аномалій у вибірках двох видів риб із малих річок урбанізованих територій в цілому узгоджувалась із якістю водного середовища за гідрохімічними показниками, а також із рівнем токсичності води та донних відкладів. Тобто, шкодочинний вплив представленого рівня антропогенного навантаження, хоча й не призводить до зникнення рибного населення малих річок, однак здатен порушувати його репродуктивний потенціал.

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230), держ. реєстр. № 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Екологічні проблеми Київських водойм і прилеглих територій / Романенко О. В., Арсан О. М., Кіпніс Л. С., Ситник Ю. М. – К.: Наукова думка, 2015. – 192 с.
- Иванчева Е. Ю., Иванчев В. П. Динамика видового состава рыб и некоторые результаты ихтиомониторинга в среднем течении Оки (Рязанская область). Вопросы ихтиологии. – 2008. – Т. 48, № 5. – С. 625–633.
- Кашулин Н. А., Лукин А. А., Амундсен П.-А. Рыбы пресных вод субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1999. – 142 с.
- Коновець І. М., Кіпніс Л. С., Гончарова М. Т., Подругіна А. Б., Ситник Ю. М. Еколого-токсикологічне дослідження рівнів забруднення води та донних відкладів р. Нивка в районі аеропорту «Київ». Рибогосподарська наука України. 2013. – № 2 (24). – С. 32–44.
- Медовник Д. В. Малі річки урбанізованих територій як середовище існування іхтіоценозів. Рибогосподарська наука України. – 2018. – № 3. – С. 5–15.
- Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В. Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
- Мовчан Ю. В. Риби України: визначник-довідник. К.: Золоті ворота, 2011. – 444 с.
- Мунтян С. П. Нарушения строения зародышей рыб как показатель условий развития / Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосковья. – М.: Наука, 1982. – С. 113–120.
- Таликина М. Г., Изюмов Ю. Г., Касьянов А. Н., Папченкова Г. А. Влияние токсических веществ в период эмбриогенеза на выживаемость, линейно-весовые показатели и формирование гонад сеголеток плотвы *Rutilus rutilus* (L.). Вопросы ихтиологии. – 1999. – Т. 39, № 3. – С. 401–409.
- Татарко К. И. Аномалии карпа и их причинная зависимость. Зоологический журнал. – 1966. – Т. 14, В. 12. – С. 1826–1834.
- Татарко К. И. Уродство у пескарей *Gobio gobio* (L.). Вопросы ихтиологии. 1966. Т. 6, В. 3 (40). С. 572–575.

СУЧАСНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН РІЧКИ ТЕТЕРІВ В ЗВ'ЯЗКУ З ПОБУДОВОЮ МГЕС

Мала гідроенергетика, яка є найбільш освоєною з нетрадиційних відновлювальних джерел електроенергії, дозволяє використати значний гідроенергетичний потенціал малих рік і приток, систем водопостачання, іригації з видачею електроенергії в енергосистему, а в багатьох випадках забезпечити локальне електропостачання віддалених населених пунктів, особливо в країнах, з обмеженою системою централізованого електропостачання. До переваг малих ГЕС відносяться порівняно невеликий об'єм інвестицій і короткий термін будівництва, що дозволяє прискорити отримання прибутку, надійність роботи і близькість до споживача. При цьому найвагомішою особливістю МГЕС є мінімальний вплив на довкілля завдяки незначним напорам, при яких водосховища МГЕС мають невеликі розміри і об'єм, повністю розміщуються в руслі ріки і частково на заплавах землях, які затоплюються паводками і 5% забезпеченості і в зоні яких не допускається будівництво житлових будинків приватної власності, громадських будівель і ін. МГЕС переважно працюють на побутових витратах без регулювання стоку річки водосховищем. Цим і досягається мінімальний вплив МГЕС на довкілля.

В Україні для різних галузей народного господарства створено значну кількість водосховищ неенергетичного призначення. Водночас із 90-х років минулого століття багато підприємств, які були споживачами води з неенергетичних водосховищ, унаслідок економічного спаду в країні значно знизили норму споживання води з водосховищ, а деякі підприємства цілковито припинили свою діяльність. Отже, МГЕС доцільно розміщувати передусім на таких водосховищах, оскільки вони матимуть значно вищу ефективність капіталовкладень та значно менше впливатимуть на довкілля порівняно з розміщенням МГЕС на річках, де необхідне влаштування підпірних споруд та створення водосховищ. Експлуатовані водосховища неенергетичного призначення, зазвичай, мають у своєму складі греблю з місцевих будівельних матеріалів, водоскидну споруду для пропуску паводка (автоматичну чи з затворами) та спеціальні гідротехнічні споруди для забору води і подачі її споживачеві у заданому режимі з водосховища, яке знаходиться у нижньому б'єфі гідровузла. Якщо ці споруди виконані у вигляді напірного тунелю чи трубопроводу, то доцільно підключити до них МГЕС з турбінними водоводами (Афанасьєв, 2019). До таких водойм належить гідротехнічна споруда на р. Тетерев в місті Коростишів Житомирської області.

Дослідження проводились в червні 2018 р. Збір гідрохімічних, гідробіологічних (фітопланктон, зоопланктон, бентос) та іхтіологічних проб здійснювався на п'яти пунктах водойми. Обробка матеріалу здійснювалась за загальноприйнятими гідробіологічними та іхтіологічними методиками (Правдин, 1966; Романенко, 2004; Методи гідроекологічних досліджень..., 2006; Науково-методичні рекомендації..., 2019).

Для виявлення впливу гідрохімічного режиму р. Тетерів в районі існуючої гідроспоруди в м. Коростишів було відібрано 5 проб. Вода гідрокарбонатна. Переважають іони: HCO_3^- – 298,9–311,1 мг/л. Було встановлено, що мінералізація води становить 600,28–610,95 мг/л. Твердість – 5,3–5,4 мг-екв/л. Вміст іонів кальцію – 66,0–68,0 мг/л, магнію – 24,0–27,2 мг/л, сульфатів 52,0–56,0 мг/л, хлоридів – 76,4–79,88 мг/л. Максимальна концентрація нітратів у воді становить 0,032–0,041 мг N/л. Мінеральні форми азоту переважають – 0,037–0,068 мг N/л. Вміст натрію – 48,71–50,5, мангану –

0,0–0,01, калій-натрій – 72,41–75,75 мг/л, калію – 23,44–25,25 мг/л, заліза – 0,02. Вміст розчиненого кисню у воді 7,8 – 10,2 мг/л. Водневий показник рН становить 7,04–8,55. Зазначені концентрації знаходяться в межах допустимих ГДК. Разом з цим спостерігаються незначні перевищення ГДК. Це спостерігаються для мінеральних сполук фосфору - в межах 0,538–0,554 мг P/л та вмісту іонів нітритів–0,0–0,0755 мг N/л при нормах, відповідно 0,05 і 0,02 та амонійного азоту – 0,0–0,561 мг N/л. при нормі 0,39 мг N/л. Такі перевищення ГДК є нормальним явищем.

Фітопланктон р. Тетерів в районі існуючої гідроспороди в м. Коростишів, за даними з 5 пунктів збору, представлений 24-49 видами водоростей з 4-7 відділів: *Cyanophyta* (4 види), *Dinophyta* (1 вид), *Euglenophyta* (3 види), *Chlorophyta* (27 видів), *Bacillariophyta* (14 видів). Чисельність у процентному відношенні складала, відповідно: 22,0; 0,1; 0,5; 69,1; 8,3, а біомаса: 1,7; 1,6; 3,6; 61,7; 31,3.

Фітопланктон на досліджених ділянках має риси озерно-ставкового – переважають хлорококові і центричні діатомові. Також значна частка вольвоксових водоростей. У пробах 1, 2 відносно більша частка синьо-зелених, особливо у чисельності. Ймовірно, ділянка під впливом органічного забруднення. Біомаса може здатись заниженою, але незначні розміри клітин (особливо вольвоксових) свідчать про активне ділення. Всі згадані процеси свідчать про нормальний стан. Порушення цього стану можливе лише при появі течій, які спричинять перетворення водойми з озерного типу в водойму річкового типу.

Зоопланктон представлений 22 видами. Серед них 9 видів коловерток (*Rotatoria*), 8 видів гіллястовусих ракоподібних (*Cladocera*) та 5 видів веслоногих ракоподібних (*Copepoda*). Також у всіх пробах присутні наупліальні та копеподні стадії розвитку веслоногих ракоподібних. Кількість видів у пробах коливалася від 2 до 19. Рівень розвитку зоопланктону був невисоким. Домінуючою групою за чисельністю та біомасою були веслоногі ракоподібні.

Чисельність зоопланктону досліджених ділянок була в межах від 4050 до 99870 екз./м³, біомаса варіювала від 11,80 до 274,24 г/м³, в середньому: *Rotatoria* (6040/3,02), *Cladocera* (1150/20,5), *Copepoda* (39703/155,5). Найвищі показники чисельності і біомаси були відмічені в пунктах 1 і 2 за рахунок значного розвитку веслоногих ракоподібних, біомаса яких склала 86% біомаси зоопланктону цієї проби. Найнижча кількість та біомаса зоопланктону зареєстрована на пунктах 3,4. Загальна картина розвитку зоопланктону на всіх станціях відбору проб була подібною. За чисельністю та біомасою домінували науплії та дорослі особини веслоногих ракоподібних. За показниками біомаси зоопланктону на всіх станціях кормова база зоопланктону є оптимальною.

Зообентос представлений 9-ма видами: 5 – малоцетинкових черв'яків, 3 – личинок хірономід і личинки мокреців. В середньому чисельність і біомаса м'якого бентосу складала відповідно 317 екз./м² і 7,952 г/м²: в пунктах 1,2 – 155 екз./м² і 5,612 г/м², в пунктах 3,4 – 513 екз./м² і 7,998 г/м² та в пункті 5 – 290 екз./м² і 10,125 г/м². В цілому в макрзообентосі було знайдено 9 видів макробезхребетних: 5 – малоцетинкових черв'яків, 3 – личинок хірономід і личинки мокреців. Показники біомаси бентосу (окрім молюсків) були досить значними. У водоймі серед м'якого бентосу домінували хірономіди 52,28% за біомасою, 40,37% – за кількістю. Субдомінантний комплекс представлений олігохетами – 42,2% за біомасою та 25,55% за кількістю. Молюски представлені шістьма родинami: *Viviparidae*, *Valvatidae*, *Bithyniidae*, *Acroloxidae*, *Lymnaeidae*, *Planorbidae*.

Дослідженнями, проведеними нами у червні 2018 року виявлено 11 видів риб: плітка (*Rutilus rutilus*), краснопірка (*Scardinius erythrophthalmus*), карась срібний (*Carassius gibelio*), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus*), гірчак європейський, або звичайний (*Rhodeus amarus*), амурський чебачок (*Pseudorasbora parva*), щипавка (*Cobitis taenia*), окунь звичайний – (*Perca fluviatilis*), щука (*Esox lucius*), бичок-піщаник,

або - бичок-бабка (*Neogobius fluviatilis*). Як видно зі списку, в гідроспоруді на р. Тетерів в м. Коростишів практично відсутні цінні промислові види риб. Більшість із них є непромисловими та вселенцями.

Протягом століття в гідротехнічній споруді р. Тетерів в м. Коростишів відбулась стабілізація гідрологічного та гідрохімічного режиму в результаті перетворення річкового русла у водойму озерного типу з постійним водообміном за рахунок переливу надлишку вод через греблю.

Стабільність гідрологічного та гідрохімічного режимів створила сприятливі умови для розвитку кормової бази риб (фітопланктон, зоопланктон, бентос).

Потенційна можливість зростання видового складу та чисельності риб р. Тетерів в районі існуючої гідроспоруди зводиться до мінімуму періодичними шкідливими стоками підприємств та сільського господарства, несанкціонованим перевиловом риб та відсутністю рибницьких заходів.

Будівництво малої гідроелектростанції та виконання капітального ремонту існуючої гідроспоруди практично не спричинить ніякого шкідливого впливу на стан гідробіотів, в цілому, та стан іхтіофауни, зокрема, так як зміна гідрологічного режиму згідно проекту не передбачається, а виконання капремонту буде виконуватись без зміни основних параметрів існуючої гідроспоруди. МГЕС працюватиме на побутових витратах без будь-якого регулювання стоку р. Тетерів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Алекин О.А. Основы гидрохимии.– Л.: Гидрометеиздат, 1973.– 269 с.
- Афанасьев С.О. Проблеми і розвиток досліджень екологічного стану гідроекосистем України в аспекті імплементації директив ЄС в галузі довкілля // Гидробиол. журн. – 2018. – 54, № 6. – С. 3–17.
- Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408
- Науково-методичні рекомендації щодо підготовки звіту ОВД при будівництві малої ГЕС (Методичний посібник) / За редакцією С. О. Афанасьєва /. — Київ, 2019. — 94 с.
- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). – М.: Пищ.пром-сть, 1966.– 376 с.
- Романенко В.Д. Основы гидроэкологии. – Киев: Генеза, 2004. – 664 с.

УДК 597.556.331.1

Р.О. НОВІЦЬКИЙ¹, В.Є. КУЗОРА², М.С. ТЕРЕЩУК², О.О. ХРИСТОВ², В.М. КОЧЕТ³

¹Дніпровський державний аграрно-економічний університет,

вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро 49600, Україна

²Підприємство Науково-дослідний центр «Дніпровська природна інспекція»,

вул. Центральна, буд. 117, с. Могилів, Царичанський район, Дніпропетровська область, 51040, Україна

³Природний заповідник «Дніпровсько-Орільський», комплекс будівель і споруд № 1, смт. Обухівка, Дніпровський район, Дніпропетровська область, 52030, Україна

СУЧАСНИЙ СТАН ІХТІОФАУНИ КАНАЛУ «ДНІПРО-ДОНБАС» В УМОВАХ ДЕФЦИТУ ВОДООБМІНУ ТА ЗДІЙСНЕННЯ БІОМЕЛІОРАТИВНИХ ЗАХОДІВ

Магістральний канал «Дніпро-Донбас» є штучною гідротехнічною спорудою, основним призначенням якої є своєчасне забезпечення дніпровською водою потреб населення, промисловості, сільськогосподарської галузі у Полтавській, Дніпропетровській, Харківській областях. Канал виконує також важливу функцію

виконання санітарно-компенсаційних попусків в р. Сіверський Донець для підтримання у нормі еколого-гідрологічного режиму.

На території Дніпропетровської області канал практично повністю проходить по заплаві р. Оріль. Розпочинається він головною водозабірною спорудою (ГВС) по лівому березі Кам'янського (Дніпродзержинського) водосховища. Від ГВС до насосної станції № 1 (НС №1) вода надходить самопливом, далі – за допомогою насосних станцій прямує у Харківську область, де в межах його акваторії створено два водосховища – Орільківське і Краснопавлівське. Шляхом подачі водних ресурсів з Краснопавлівського водосховища в р. Сіверський Донець і далі по каналу «Сіверський Донець-Донбас» забезпечується водою Донецька область.

З моменту побудови каналу (1970-і – початок 1980-х рр.) і пуску його першої черги (1982 р.) до сьогоднішнього часу відбулися негативні зміни у штучно створеній водній екосистемі: замулення, заростання водною рослинністю (жорсткою надводною і м'якою підводною), погіршення якості води, санітарних характеристик водних ресурсів тощо). Суттєво змінився гідрологічний режим, який прямо залежить від обсягів і строків прокачування води. Це дає змогу на сьогодні класифікувати водойму як лімнічну (озероподібну) систему. В окремі сезони спостерігається короткотермінове прокачування значних обсягів води, однак воно тільки пригнічує розвиток гідробіонтів лімнофільної групи і не дає змоги повноцінно розвиватися представникам реофільної групи. Біотичні компоненти не встигають змінюватися у відповідності до цих змін, тому вони функціонують в напруженому режимі.

Іхтіофауна каналу «Дніпро-Донбас» формувалась на основі іхтіокомплексу Кам'янського водосховища.

Наприкінці 1980-х рр. вивчення структури іхтіокомплексу каналу здійснювали науковці Інституту гідробіології НАН України (Коваль М.В., Шевченко П.Г., Колесников В.М.) у рамках виконання науково-дослідної роботи по темі «Вивчити біотичний кругообіг органічної речовини та розробити екологічні основи управління якістю води в каналах системи перекидання стоку» (1986–1990 рр.). Іхтіологічні дослідження здійснювали влітку 1983–1990 рр., а також у зимово-весняний період 1985–1988 рр.

Після цих досліджень понад 20 років вивчення іхтіофауни каналу не здійснювалося. У 2010 р. фахівцями УкрНДІЕПу розпочаті дослідження, якими було визначено 18 видів риб. Тоді ж для поліпшення якості води та зменшення негативних природних чинників на процеси регулювання подачі та розподілу води на каналі «Дніпро-Донбас» Дніпропетровською обласною громадською організацією «Дніпровська природна інспекція» (ДОГО «Дніпровська природна інспекція») здійснюються масштабні біомеліоративні роботи на ділянці каналу від головної водозабірної споруди до насосної станції № 9 (згідно проекту УкрНІЕП х/д № 184/1.1).

Моніторингові дослідження іхтіофауни каналу «Дніпро-Донбас» тривають з 2014 р. й дотепер. Науковцями ДОГО «Дніпровська природна інспекція» та Дніпропетровського (нині – Дніпровського) державного аграрно-економічного університету на каналі «Дніпро-Донбас» проведено низку іхтіологічних досліджень, які спрямовані на визначення видового складу рибного населення штучного водоймища, оцінку взаємовідносин аборигенної іхтіофауни та видів-вселенців, визначення ефекту біомеліоративних заходів на каналі тощо.

За цей період в складі іхтіофауни визначено 33 види риб (9 родин): тюлька чорноморсько-азовська (*Clupeonella cultriventris*); шука звичайна (*Esox lucius*); головень звичайний (*Leuciscus cephalus*), бобирець дніпровський (*Leuciscus borysthenicus*), плітка звичайна (*Rutilus rutilus*), краснопірка *Scardinius erythrophthalmus*), білий амур (*Stenopharyngodon idella*), білизна звичайна (*Aspius aspius*), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus*), верховка звичайна (*Leucaspius delineatus*), плоскирка європейська (*Blicca bjoerkna*), лящ звичайний (*Abramis brama*), товстолобик білий

(*Hypophthalmichthys molitrix*), товстолобик строкатий (*Aristichthys nobilis*), гірчак європейський (*Rhodeus sericeus*), чебачок амурський (*Pseudorasbora parva*), короп європейський (*Cyprinus carpio*), карась сріблястий (*Carassius auratus*), лин озерний (*Tinca tinca*); щипавка звичайна (*Cobitis taenia*); сом європейський (*Silurus glanis*); багатоголкова колючка (*Pungitius platygaster*); морська голка пухлощока (*Syngnathus abaster*); сонячний окунь (*Lepomis gibbosus*); судак звичайний (*Stizostedion lucioperca*), окунь річковий (*Perca fluviatilis*), йорж звичайний (*Gymnocephalus cernuus*); бичок пісочник (*Neogobius fluviatilis*), бичок головач (*Neogobius kessleri*), бичок кругляк (*Neogobius melanostomus*), бичок гонець (*Neogobius gymnotrachelus*), бичок мартовик (*Mesogobius batrachocephalus*), бичок цуцик (*Proterorhinus marmoratus*).

Видовий склад іхтіофауни каналу «Дніпро-Донбас» обумовлюється відсутністю умов для повноцінного існування видів реофільного та деяких видів лімнофільного комплексів, вкрай обмеженими площами нерестовищ, більшість яких не відповідає біологічним потребам риб. На окремих ділянках каналу (між насосними станціями) видовий склад іхтіокомплексів варіює від 7 до 33 видів. Кількість видів збільшується від ділянки каналу, розташованої нижче за його течією (між насосними станціями № 8 і № 9) до верхніх ділянок (між ГВС та НС № 2 с. Ненадівка Царичанського району). Це стосується і більш оптимізованих загальних умов розвитку популяцій аборигенних видів риб, що пов'язане з позитивним впливом проведених біомеліоративних та природоохоронних заходів. Загальна тенденція полягає в тому, що видове різноманіття і рівень оптимізації умов існування риб підвищується залежно від наближеності до основного водотоку – р. Дніпро (Кам'янське водосховище).

Видів, що занесені до Червоної Книги України (2009), дослідженнями не встановлено. Зареєстрований один вид з Червоної книги Дніпропетровської області (2011) – бобирець дніпровський *L. borysthenicus* (категорія – вразливий вид).

За походженням представники іхтіофауни належать до 6 фауністичних комплексів. Найбільш представленим є понтокаспійський прісноводний фауністичний комплекс – 10 видів. На другому місці – бореальний рівнинний комплекс – 6 видів, далі йде понтокаспійський морський – 9 видів. Китайський рівнинний комплекс повністю складається з 4 адвентивних видів. Третинний рівнинний прісноводний комплекс налічує 3 види. Центральноамериканський прісноводний представлений одним видом.

Більшість зареєстрованих видів належать до лімнофільного екологічного комплексу. Реофільних видів – усього три. З 33 видів 26 (майже 82 % видового складу) риб є аборигенними видами Дніпра. Це доволі високий показник для штучних водойм. В усіх обстежених ділянках каналу спостерігається оптимізований розвиток та формування сталих популяцій туводних риб (плітка, плоскирка, краснопірка, щука, окунь). Розмірно-вагові показники лина *T. tinca* та плітки *R. rutilus* перевищують усереднені показники по Україні в 2,5 рази. Переважна більшість обстежених риб не мала традиційних для водосховищних екосистем паразитів риб. Серед обстежених 508 дорослих риб різних видів були відсутні виснажені або хворі особини.

У каналі є 6 видів чужорідних риб, з яких три види в природному стані не відтворюються (*H. molitrix*, *A. nobilis*, *C. idella*). Зариблення каналу «Дніпро-Донбас» рибами-біомеліорантами дало можливість з мінімальними затратами контролювати рівень заростання рослинністю, яка призводила до зменшення швидкості течії в каналі, а на деяких ділянках – до застою води та погіршення її властивостей. Завдяки біомеліорації канал позбавляється від надлишку фіто- і зоопланктону, м'якої водної рослинності.

Інші два чужорідних види з'явилися у водоймах Дніпропетровської області в різні часи. Так, карась сріблястий *C. auratus* активно розповсюджувався, в тому числі як об'єкт рибицтва, у водоймах у 1960–1970-х роках. На сьогодні цей невибагливий до умов існування, наявності корму і відтворення вид є фоновим для більшості водних екосистем Придніпров'я.

Інший чужорідний вид – чебачок амурський – був випадково завезений разом із рослиноїдними рибами і натуралізувався у водоймах регіону. З 1990-х рр. *P. parva* є одним з найбільш поширених і чисельних видів у прибережних угрупованнях риб.

З інших груп слід зазначити п'ять представників родини бичкових – саморозселенців (пісочник, головач, кругляк, мартовик, гонець), які подібно до водосховищ дніпровського каскаду і їх приток самостійно розселилися по акваторії каналу «Дніпро-Донбас».

19 видів риб в каналі мають господарське значення, є об'єктами промислу і любительського рибальства, потребують постійного регулювання чисельності і біомаси. Хижі риби представлені у каналі щукою *E. lucius*, білизнаю *A. aspius*, сомом європейським *S. glanis*, судаком *S. lucioperca*, окунем звичайним *P. fluviatilis*, бичком-мартовиком *M. batrachocephalus* і сонячним окунем *L. gibbosus*. Вони потужно впливають на аборигенний комплекс риб, в тому числі і на рослиноїдні види. З групи цінних ресурсних видів слід відзначити наявність ляща та судака, популяція коропа формується на основі періодичних вселень з можливістю наступного природного відтворення і формування усталеної популяції. Усереднений показник загальної чисельності молоді риб на мілководдях каналу складає 927,1 екз/100 м², біомаса – 2245,4 г/100 м². Це доволі високі показники для водойм такого типу, а також для водойм зі штучно спрямованим руслом.

Разом із тим, висока чисельність риб в літоралі обумовлена надмірним розвитком на окремих ділянках функціонально небезпечного гірчака *Rh. sericeus* та малоцінної верховодки *A. alburnus* (відповідно 18,6% та 21,8% від загальної чисельності риб у прибережжі).

Два види (*Rh. sericeus* та *P. parva*) є загрозливими для усталеного функціонування іхтіоценозу, особливо прибережних угруповань риб. Їх загальна чисельність у літоралі (74,28 екз/100 м²) свідчить про значну трофічну конкуренцію з молоддю інших видів, в тому числі промислово цінних.

Загалом, слід зазначити, що біологічний потенціал акваторії каналу «Дніпро-Донбас» є доволі значним. На основі моніторингових досліджень 2014–2019 рр. можна констатувати наявність позитивного загальноєкологічного і біомеліоративного ефекту внаслідок здійснення комплексу охоронних та меліоративних заходів.

Впровадження біомеліоративних заходів з метою поліпшення якості води та стримування надмірного розвитку окремих груп гідробіонтів в процесі розбалансованого функціонування каналу «Дніпро-Донбас» повністю себе виправдали.

УДК 597.2/.5

Р.О. НОВІЦЬКИЙ¹, О.О. ХРИСТОВ², В.М. КОЧЕТ³

¹Дніпровський державний аграрно-економічний університет,

вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро 49600, Україна

²Підприємство Науково-дослідний центр «Дніпровська природна інспекція»,

вул. Центральна, буд. 117, с. Могилів, Царичанський район, Дніпропетровська область, 51040, Україна

³Природний заповідник «Дніпровсько-Орільський», комплекс будівель і споруд № 1, смт. Обухівка, Дніпропетровська область, 52030, Україна

ІХТІОФАУНА ПІВДЕННОГО ВОДОСХОВИЩА: СУЧАСНІ ВИМОГИ ТА ОСНОВНІ ЗАКОНОМІРНОСТІ ФОРМУВАННЯ У ІСТОРИЧНОМУ КОНТЕКСТІ

Південне водосховище є частиною системи каналу «Дніпро-Кривий Ріг» і забезпечує водними ресурсами Криворізький регіон. Водосховище, яке побудоване на початку 1960-х рр., є штучною водною екосистемою з параметрами, що повністю

визначаються людською діяльністю. Довжина – 13,2 км, середня ширина – 0,6 км, площа водного дзеркала – 1130 га, максимальна глибина – 27 м, середня глибина – 6,0 м. Основне господарське призначення водойми – водопостачання у м. Кривий Ріг та часткове забезпечення потреб Криворізької промислової агломерації. На водосховищі з початку його існування здійснювалася рибогосподарська діяльність, яка забезпечувала отримання рибної продукції без урахування вимог первинного водокористувача до якості води. На сьогодні забезпечення якості води і санітарно-екологічних характеристик водної екосистеми є пріоритетним напрямком діяльності первинного водокористувача (ДП «Кривбаспромводопостачання»), який не зацікавлений у рибогосподарському використанні водойми з отриманням максимально можливої рибної продукції. Водокористувачем підтримується лише здійснення біологічної меліорації для збереження екологічного балансу і, відповідно, якості води.

За рахунок організмів з природного водотоку (р. Дніпро) і внаслідок людської діяльності у Південному водосховищі сформувалася оригінальна біотична складова. В першу чергу, це стосується іхтіофауни як найбільш важливої у господарському відношенні ланки екосистеми. Для отримання рибної продукції здійснювалися заходи із акліматизації і інтродукції риб і кормових організмів. Впровадження заходів з рибницької меліорації на постійній основі давало змогу впродовж понад 40 років вести спрямовану рибогосподарську діяльність і отримувати рибну продукцію в значних масштабах – до 173,75 т (у 1999 р.). Основу вилову з кінця 1980-х рр. і дотепер складають рослиноїдні види. Туводні види (лящ, плітка, судак та інші) мають значно нижчі показники вилову.

У процесі життєдіяльності усі групи гідробіонтів продукують відповідну біомасу, яка, в підсумку, забезпечує відповідну продукцію за іхтіофауною, в тому числі за видами ресурсної (промислової) групи. З урахуванням призначення водойми, необхідність регулювання надлишкової іхтіомаси є дуже важливим елементом підтримки оптимального екологічного балансу водної екосистеми. Без здійснення регулюючої діяльності, штучна водна екосистема може зазнати кризових явищ з відповідним погіршенням якісних та санітарних характеристик води. На сьогодні однією з нагальних екологічних проблем є утилізація фітопланктону, надмірний розвиток якого влітку призводить до критичного погіршення якості води. Природних споживачів фітопланктону у період масового розвитку синьо-зелених водоростей («цвітіння» води) недостатньо для регулювання його продукції.

Іхтіологічні дослідження на акваторії водосховища здійснюються з моменту його створення на початку 1960-х років. Але періодичні, системні дослідження стану іхтіофауни Південного водосховища розпочато тільки у 1995 році.

Формування рибного населення Південного водосховища, як штучно створеної водної екосистеми, відбувалося досить динамічно у декілька періодів.

У 1950-і роки на місті майбутнього водосховища була обсохла балка, яка мала періодичне наповнення водою (тимчасовий водотік, притока р. Каменки, правобережної притоки II порядку р. Дніпро). На цій території існувало декілька населених пунктів, після яких залишилися фундаменти будівель, що збереглися на глибинах і по урізу водойми. Туводний іхтіокомплекс був відсутній. Тому первинно фауна риб була сформована за рахунок іхтіофауни Каховського водосховища через канал «Дніпро-Кривий Ріг».

У перший період існування водосховища (1963–1966 рр.) список іхтіофауни нараховував 18 видів риб. Домінувала, як в плані біорізноманіття, так і за біомасою, родина Коропових. За біомасою та чисельністю превалювання належало таким видам як лящ, плітка, судак, щука. Кількісні характеристики малоцінних, непромислових видів статистикою рибного господарства у той період не враховувалося.

Після уведення в дію першого режиму СТРГ (1966–1972 рр.) проведено масові інтродукційні роботи, обумовлені розгортанням рибогосподарської діяльності. Фауна риб поповнилася судаком та лящем, вселеними з Каховського водосховища, коропом зі

ставків регіону, інтродуцентами (видами далекосхідного комплексу) – товстолобиками білим та строкатим, амуром білим. Загальний видовий список риб нараховував 21 вид.

У 1972–1995 рр. іхтіофауна Південного водосховища досліджувалася не системно, дослідження базувалися в основному на промислових видах (із застосуванням відповідних знарядь лову). Загалом, у цей період відмічено 25 видів риб. Іхтіофауна поповнилася випадковим інтродуцентом – чебачком амурським *Pseudorasbora parva*, уперше зареєстровано щипавку, бичка гінця і бичка зірчастого пуголовка.

На сучасному етапі (з середини 2000-х рр.) іхтіокомплекс водойми знаходиться під впливом дуже нестабільного гідрологічного режиму і коливань рівнів води (від незбалансованого процесу надходження води з каналу та її забору). Негативна дія останнього чинника обумовлює напруженість процесу природного відтворення туводних видів риб за рахунок періодичного випадіння мілководь із процесу нересту риб та нагулу молоді. Незважаючи на це, основний склад туводної іхтіофауни зберігся. Крім того, на стан популяцій риб водосховища впливає і рибогосподарська діяльність (зариблення рослиноїдними видами та коропом).

Згідно з дослідженнями 2017 р. у складі іхтіофауни Південного водосховища не реєструються (порівняно із періодом 1995–2011 рр.) пічкур звичайний і колючка триголкова. До загального списку риб, визначених впродовж 1995–2011 рр., дослідженнями 2017 р. додано ще 2 види, що не реєструвалися раніше, – бичок мартовик та йорж звичайний.

Таким чином, сучасний видовий склад Південного водосховища складається з 29 видів риб, що становить 93,6% від видового складу, визначеного протягом 2000–2017 рр. (31 вид).

Процес природного відтворення риб у Південному водосховищі упродовж усього періоду існування був напруженим, а в останні п'ятнадцять років є вкрай динамічним і залежить від рівневого режиму під час нересту і нагулу молоді риб. Пік коливання рівня води і її забору у Південному водосховищі припадає саме на весняний період і першу декаду червня – найбільш вирішальні періоди для процесу ефективного відтворення риб і інших гідробіонтів. У першій декаді літа інтенсивне водоспоживання призводить до обміління мілководь – до 30–50 % від загальної площі. Фактично, на цей період акваторія водойми значно обмежується руслом з прилеглою більш глибоководною частиною, показники біопродуктивності по групі кормових організмів тут значно менші, ніж у прибережжях.

В цілому, видовий склад прибережних угруповань критично не змінився, що свідчить про їх відносно стійкий стан, хоча із елементами напруженості. У ретроспективному плані відмічається збільшення представників родини Бичкових, але майже не реєструється молодь цінних видів – ляща, коропа, а також фонових промислових видів – плоскирки, окуня звичайного. Це свідчить про низький відтворювальний потенціал цієї акваторії.

Режими надходження води по каналу «Дніпро-Кривий Ріг» та її подальшого забору обумовлені діяльністю первинного водокористувача і формуються в залежності від низки технічних чинників. Тому біологічні потреби життєвого циклу представників існуючого іхтіоценозу при режимі водокористування не враховуються, особливо це стосується періоду нересту.

Значно поширився на акваторії водойми сонячний окунь *Lepomis gibbosus*, який ще у 2011 р. реєструвався лише за свідченнями рибалок-промисловиків та місцевих мешканців, а у контрольних ловах не відмічався. Цей вид є прибережноводним зграйним хижаком, що активно споживає і, таким чином, знищує молодь інших видів, а природних ворогів має не багато.

Слід зазначити, що процеси природного відтворення та подальшого розвитку туводного комплексу риб при загальному пригніченні знаходяться у динамічному стані, хоча кількісні показники прибережних угруповань риб свідчать про напружені умови відтворення і нагулу молоді риб.

Рівень поповнення молоддю риб ресурсної групи доволі низький, тому очікувати формування усталених і високочисельних популяцій туводних ресурсних риб не слід. Разом з тим, іхтіоценоз при певній його спрощеності зберігає певний відтворювальний потенціал, що дозволяє в обмеженому режимі проводити біомеліоративне вилучення популяцій туводних видів. Також зазначимо, що катастрофічних змін за період 1996–2017 рр. включно, не відбулося, що свідчить про наявність самовідновлювальних можливостей гідроекосистеми водойми, в тому числі і відносно стану туводного іхтіоценозу.

У пелагічній частині, природно, за біомасою домінують інтродуценти – товстолобик білий (7,7 кг/1пром.зусилля) і товстолобик строкатий (11,16 кг/1 пром. зусилля), яких вилучають ставними знаряддями лову.

За чисельністю (18,91 % загальної чисельності риб по дрібночастикових сітках) переважають карась сріблястий (6,83 екз/1 пром.зусилля,) плоскирка (15,78 %, 5,7екз/1 пром. зусилля,) та плітка (12,74 %, 4,6 екз/1 пром. зусилля). Порівняно із попереднім періодом досліджень (2006–2011 рр.) підвищили свою чисельність судак, карась сріблястий та плоскирка (від 2 до 6 разів, у залежності від знаряддя лову). Чисельність інших аборигенних видів знаходиться у межах багаторічних коливань.

Таким чином, слід зазначити, що процес природного відтворення та подальшого розвитку туводного комплексу риб Південного водосховища знаходяться у динамічному стані, кількісні показники прибережних угруповань риб, в тому числі цьоголіток, свідчать про напружені умови відтворення і нагулу молоді за останні 5 років. Разом із тим, гідроекосистема водойми має самовідновлювальну можливість відносно природного стану популяцій риб.

Мілководдя Південного водосховища продовжують заростати вищою водною рослинністю. Для зменшення рівня заростання необхідно проводити вселення спеціалізованого фітофагу – білого амуру. Крім того, для перешкодження надмірного розвитку фітопланктону, особливо синьо-зелених водоростей, необхідно регулярно вселення білого товстолобику, для попередження надмірного розвитку молюсків – коропу. Вселення даних видів-біомеліорантів проводиться у розрахованих обсягах, необхідних для підтримки екологічного балансу водної екосистеми, поліпшення якості води і перешкоджає її погіршенню. Періодичність вселення, його обсяги мають відмінності від рибницьких нормативів, у тому числі пасовищного рибництва.

Здійснення біомеліоративної діяльності у Південному водосховищі є доцільним і необхідним заходом з екологічної та санітарної точок зору, з урахуванням вимог первинного водокористувача. Додатковий економічний ефект спостерігається у вигляді високоякісної рибної продукції після отримання біомеліоративного ефекту. Це дає змогу зменшити фінансові витрати на підтримку санітарного стану і якості води Південного водосховища.

УДК. 595.76/ 57.084/ 57.047

К.В. ПРОТЧЕНКО, О.П. ОЛЬХОВИЧ

ННЦ «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка

Володимирська 64, Київ 01601, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ ДОВГОНОСИКІВ ФАУНИ УКРАЇНИ ДЛЯ СТВОРЕННЯ НОВИХ БІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ КОНТРОЛЮ ІНВАЗІЙНИХ ВОДНИХ РОСЛИН

Інвазійні рослини становлять велику загрозу для екосистем. Їхнє неконтрольоване розростання і поширення може призвести до поступового витіснення

аборигенних видів. Інвазійні водні рослини негативно впливають насамперед на екологію водойм, знижуючи якість води та продуктивність фіто- та зооценозів. Пусковим механізмом для розвитку біологічних інвазій є порушення природних бар'єрів для розселення, формування «екологічних коридорів» (наприклад, канали меліоративних систем, водойми-охолоджувачі ТЕС, водоочисні споруди), проте найпоширенішими стали штучні (часто ненавмисні) інтродукції видів (штучні водойми ботсадів, парків, приватних господарств акваріумістів). Поява інвазійних видів розглядається як екосистемна зміна, яка призводить до перебудови структури угруповань (Chornesky, Randall, 2003), вона може створювати суттєві проблеми для водойм, тому регулювання чисельності чужорідних видів є важливою проблемою, яка потребує вирішення.

Найбільш перспективними агентами біологічного контролю сьогодні справедливо вважають комах. Для цього є досить багато підстав, зокрема, їх значна видова та екологічна різноманітність, високий рівень облігатної видоспецифічності, зручний для роботи розмір тварин, високий потенціал росту популяцій, стійкість популяцій (DeClerck-Floate, Bourchier, 2000).

Нами був проведений аналіз різних видів довгоносиків над родини *Curculionidea*, що мешкають на водних рослинах, які є характерними для природних водних фітоценозів території України і одночасно інвазійними для інших регіонів світу. Було виявлено 15 видів різних довгоносиків. Зокрема серед них зустрічаються такі роди: *Bagous*, *Limnobaris*, *Pelenomus*, *Rhinoncus*, *Phytobius* (Yunakov et al., 2018). Наведені види одночасно харчуються різними водними рослинами – гігро-, плейсто- та гелофітами, тобто не є видоспецифічними.

Кількість видів рослин на яких вони мешкають і якими харчуються дорівнює 22, а саме: *Alisma plantago-aquatica*, *Butomusum bellatus*, *Cladium mariscus*, *Juncus effusus*, *Lythrum salicaria*, *Sagittarias agittifolia*, *Sparganium erectum*, *Scirpus sylvaticus*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Nuphar lutea*, *Persicaria amphibia*, *Stratiotesaloides*, *Ceratophyllum submersum*, *Elodea canadensis*, *Groen landiadensa*, *Myriophyllum spicatum*, *Myriophyllum verticillatum*, *Potamogeton gramineus*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton natans*, *Stuckenia pectinata*, *Ceratophyllum submersum*.

Серед 22 видів водних рослин флори України, якими харчуються довгоносики, було виявлено 7 видів, які на сьогодні є інвазійними для флори Північної Америки, а саме: *Butomusum bellatus*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Lythrum salicaria*, *Myriophyllum spicatum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium erectum*, *Stratio tesaloides*. Тільки до трьох видів, з наведених семи, нами було підібрано видоспецифічних довгоносиків, які мешкають на території України, а саме: до *Butomusum bellatus* – *Bagous nodulosus* та *Bagous validus*, до *Myriophyllum spicatum* – *Pelenomus canaliculatus* та *Phytobius leucogaster*, а до *Stratio tesaloides* – *Bagous binodulus*.

Отримані результати потребують практичного підтвердження в природних умовах. Для цього необхідне детальне дослідження організмів, пов'язаних з рослиною у первинному ареалі, та оцінка ризику використання певних видів в природних водоймах. На сьогодні провідними науковими установами Австралії, Канади, США, Нової Зеландії та низки європейських країн вже відпрацьована процедура оцінки екологічного ризику, що сприятиме прискоренню випробувань в природних умовах. В програмах з біоконтролю водних рослин, які мали успішне впровадження, використовували представників комах *Coleoptera*, а саме довгоносиків (>75%). Підібрані нами видоспецифічні види довгоносиків (*Bagous nodulosus*, *Bagous validus*, *Pelenomus canaliculatus*, *Phytobius leucogaster*, *Bagous binodulus*) можуть виявитися перспективними агентами біоконтролю на території Північної Америки для таких видів, як *Butomusum bellatus*, *Myriophyllum spicatum* та *Stratio tesaloides*.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Chornesky E. A., Randall J. M. The threat of invasive alien species to biological diversity: setting a future course // *Ann. Missouri Bot. Gard.* – 2003. – Vol. 90, № 1. – P. 67-76.

De Clerck-Floate R., Bouchier R. S. Ecological principles of biological control: from population theory to weed biocontrol practice // *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds*, 4-14 July 1999, Montana State University, Bozeman, Montana, USA / Ed. N.R. Spencer. – Bozeman, Montana, USA, 2000. – P. 517-520

Yunakov N., Nazarenko V., Filimonov R. & Volovnik S. A survey of the weevils of Ukraine (Coleoptera: Curculionoidea). – Auckland, New Zealand: Magnolia Press, 2018. – 494 с.

УДК 597(282.247.324)

Н.В. ТИМОШЕНКО, І.І. АБРАМ'ЮК, О.О. ГУПАЛО

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ЧУЖОРІДНІ ВИДИ В ІХТІОФАУНІ РІЧКИ СТРИЙ*

Останнім часом приділяється багато уваги дослідженням іхтіофауни переважно великих за площею водних об'єктів, в той час як малі та середні річки лишаються поза увагою, зокрема річки Карпатського регіону. Негативні зміни в екологічному стані гірських річок Карпат визначаються: хронічними та короточасними залповими забрудненнями різного походження, інтенсивні лісорозробки у водозбірній площі, які призводять до майже повної руйнації природних біотопів та біотичних угруповань. Гідротехнічне будівництво, протиаводкові заходи та зарегулювання річок викликають зміни гідроморфологічної структури гідробіонтів та надають змогу для вселення і розповсюдження чужерідних видів.

Інвазивні види становлять одну з головних загроз глобальному біорізноманіттю завдяки їх здатності змінювати біологічну цілісність та екологічне функціонування місцевих водних систем (Robinson et. al., 2019). Випадкова і неумисна акліматизація риб поповнила іхтіофауну України представниками східноазійських видів, які інтенсивно розширюють свої ареали та збільшують свою популяцію завдяки таким біологічним особливостям чужерідних видів, як екологічна пластичність, широкий спектр живлення та піклування про потомство. Зокрема, адвентивні види впливають на розміри популяцій автохтонних риб внаслідок конкурентних взаємовідносин (Щербуха, 2004). Негативними наслідками інвазії можуть бути: аліментарна конкуренція та конкуренція за місця розмноження і зимівлі з аборигенними видами, хижацтво, спрощення структури угруповань водних екосистем, процеси гібридизації з місцевими представниками іхтіофауни.

Можна констатувати загальну несприятливу ситуацію в Карпатському регіоні та посилення в останні роки антропогенного навантаження, а перелічені фактори негативно впливають на екологічний статус річок та призводять до перебудови структури іхтіофауни. У зв'язку з тим, що відбувається інтенсивне поширення чужорідних видів риб у річках України, постає необхідність у вивченні поширення та динаміки чисельності адвентивних видів риб.

Річка Стрий – права притока Дністра, протікає в Україні в межах Сколівського, Турківського, Дрогобицького, Стрийського та Жидачівського районів Львівської

області. Довжина річки 232 км, площа басейну 3060 км². Річище дуже звивисте, часто розгалужене, на кам'янистих ділянках порожисте (Маринич, 1989–1993).

Дослідження іхтіофауни виконані під час науково-дослідних гідроекологічних робіт Інституту гідробіології НАН України у період травень-жовтень 2018 р. та у травні 2019 р. в басейні р. Стрий від с. Ропавське до гирла, а також включаючи стариці та гирлові ділянки його приток: Рибник, Східниця та Опір, а також місце злиття р. Рибник із притокою другого порядку, р. Зубриця.

Дослідницькі лови виконано дозволеними знаряддями лову: іхтіологічним сачком, ікорною сіткою, поплавковою та донною вудкою. Ідентифікацію дорослої риби проводили безпосередньо на місці. Більшість риб, зокрема всі екземпляри червонокнижних видів риб, після вимірювання довжини та зважування були повернуті у водне середовище в живому стані. Крім власних ловів, проводили аналіз уловів рибалок-аматорів, а також опитування місцевого населення. Номенклатура риб наведена за Ю.В. Мовчаном. Видову приналежність визначали за допомогою визначників та довідників (Мовчан, 2011; Коблицкая, 1981).

В уловах було виявлено 25 видів риб із дев'яти родин. Слід зазначити, що з зазначених у фондових матеріалах 12 видів з р. Стрий, нам не траплявся лише один з них – верховка звичайна *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843).

Родина коропових Cyprinidae представлена видами: ялець звичайний *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758), головень європейський *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), плітка звичайна *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), підуст звичайний *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758), бистрянкя російська *Alburnoides rossicus* Berg, 1924, верховодка звичайна *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758), голянь звичайний *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758), рибець звичайний *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758), гірчак європейський *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782), чебачок амурський *Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846), пічкур дністровський *Gobio sarmaticus* Berg, 1949, білоперий пічкур дністровський *Romanogobio kesslerii* (Dybowski, 1862), марена звичайна *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758), марена карпатська *Barbus carpathicus* Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Verrebi, 2002, марена Валецького *Barbus waleckii* Rolik, 1970, карась сріблястий *Carassius gibelio* (Bloch, 1782).

Родина бичкових Gobiidae – двома видами: бичок-пісочник *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814) та бичок-гонець *Babka gymnotrachelus* (Kessler, 1857).

Всі інші родини були представлені по одному виду: лососеві – лосось-кумжа або струмкова форель *Salmo trutta* Linnaeus, 1758; баліторові – вусатий слиж європейський *Barbatula barbatula* (Linnaeus, 1758); в'юнові – золотиста щипавка північна *Sabanejewia baltica* Witkowskii, 1994; щукові – щука звичайна *Esox lucius* Linnaeus, 1758; рогаткові – бабець європейський *Cottus gobio* Linnaeus, 1758; окуневі – окунь звичайний *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 та головешкові – головешка ротань *Perccottus glenii* Dybowski, 1877.

Крім того, згідно аналізу уловів рибалок, у річці також трапляються білизна європейська *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758) та хариус європейський *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758). Таким чином, наразі можна стверджувати про наявність у р. Стрий 28 видів риб, що належать до восьми родин.

В басейні річки нами відмічено п'ять адвентивних видів. Так сумарна частка чужорідних видів за чисельністю складала незначний відсоток від загального складу угруповання і для кожного виду: ротань, чебачок, карась, бичок-пісочник та бичок-гонець не перевищувала 0,5%. Інвазивні види: головешка ротань *Perccottus glenii*, чебачок амурський *Pseudorasbora parva*, карась сріблястий *Carassius gibelio* траплялись переважно у прируслових старицях та невеликих зарослих замулених рукавах зі сповільненою течією. Вперше поява карася сріблястого *Carassius gibelio* в басейні Дністра відзначена в середині ХХ ст. (Балабай, 1952). Перша реєстрація чебачка амурського *Pseudorasbora parva* в гирлі Дністра згадується в 1972 р. (Козлов, 1974). Поява головешки ротаня *Perccottus glenii* в басейні Верхнього Дністра вперше

була відзначена у 80-х роках ХХ ст. (Соколов, 2001). Всі вищепераховані види для басейну р. Стрий раніше не реєструвалися.

Враховуючи дані наших досліджень, можна стверджувати, що р. Стрий на сьогоднішній день дозволяє підтримувати високе видове різноманіття іхтіофауни та слугує середовищем існування для низки раритетних видів риб. Проте слід зазначити, що неконтрольоване поширення вказаних видів-вселенців може бути викликане сукупністю природних (кліматичних) та антропогенних змін у розподілі стоку річки з наступною зміною гідрологічного режиму, а також зростанням органічного забруднення, що в свою чергу може мати негативні наслідки для аборигенної іхтіофауни.

Загалом р. Стрий характеризується значним видовим різноманіттям іхтіофауни, проте наявність таких інвазивних видів, як головешка ротань та чебачок амурський, які з другої половини ХХ ст. активно збільшують чисельність популяції та розселяються, становить загрозу існуючому біорізноманіттю і стабільності установлених екологічних ланцюгів.

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230), за темою «Кліматогенні перебудови угруповань гідробіонтів та їх вплив на екологічний стан та біопродуктивність транскордонних з ЄС річок України» (2018–2019 р.) № держреєстрації 0118U002287, а також «Дослідження, оцінка та розробка заходів із збереження біотичного і ландшафтного різноманіття гірських річок на основі підходів Європейського союзу до створення планів управління річковими басейнами» (2015-2019 рр.) № держреєстрації 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Балабай П.П. До вивчення іхтіофауни басейну верхнього Дністра // Наук. зап. Природ. Музею ін-ту агробіології АН УРСР. – 1952. – 2. – с. 3–28.

Географічна енциклопедія України : у 3 т. / редкол.: О. М. Маринич (відповід. ред.) та ін. – К. : «Українська Радянська Енциклопедія» ім. М. П. Бажана, 1989–1993. – 1376 с..

Коблицкая А.Ф. Определитель молодежи пресноводных рыб. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. – 208 с.

Козлов В.И. Амурський чебачок – *Pseudorasbora parva*(Schl.) – новий вид іхтіофауни басейна Дністра // Вестник зоології. 1974. № 1. С. 77–78.

Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). – К.: Золоті ворота, 2011. – 444 с.

Мовчан Ю.В., Манило Л.Г., Смирнов А.И. и др. Каталог коллекций Зоологического музея ННПМ НАН Украины. – Киев: Зоомузей ННПМ НАН Украины, 2003. – 342 с.

Соколов Н.Ю. Морфометрична характеристика головешки амурської (*Percottus glenii* Dyb. 1877) з басейну Верхнього Дністра. Наук. зап. Держ. природозн. музею, 2001; 16: 159–165.

Щербуха А.Я. Іхтіофауна України у ретроспективі та сучасні проблеми збереження її різноманіття // Вісник зоології. – 2004. – № 3, Т.38. – С. 3–18.

Robinson CV, Garcia de Leaniz C, Rolla M, Consuegra S. Monitoring the eradication of the highly invasive topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) using a novel eDNA assay. Environmental DNA. 2019;00:1–12.

УГРУПОВАННЯ МОЛОДІ РИБ ГИРЛОВОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ДЕСНИ

Річка Десна – найдовша та друга за величиною басейну ліва притока Дніпра, вона впадає у Канівське водосховище вище Києва двома рукавами, з яких лівий називається Десенкою (Хільчевський, 2003-2019). Річка характеризується різноманітною іхтіофауною. Згідно з проведеним аналізом відомостей з кінця 18 століття до сьогодення, у р. Десна різними дослідниками загалом реєструвалось 58 видів риб, що належать до 16 родин (Шевченко та ін., 1986; Ткаченко та ін., 2008; Романь, 2015). На сьогоднішній день у басейні Десни, на думку Ю.В. Мовчана (Мовчан, 2012), можна констатувати до 48 видів. Видовий склад за вказаний період часу зазнав суттєвих змін: у зв'язку із зарегулюванням Дніпра зникли прохідні види – осетер, білуга, вирезуб, вугор, а також під сумнівом сучасна наявність в Десні таких реофільних видів, як рибець та марена. Разом з тим, іхтіофауна поповнилась інтродуцентами – чебачком амурським та головешкою ротанем, про появу яких вперше вказується у 2008 р. (Ткаченко та ін., 2008), а також низкою інтервентів, що могли піднятися в останні десятиліття з Дніпра – тюлька чорноморсько-азовська, білоперий пічкур дніпровський, багатоголкова та триголкова колючки, морська голка, йорж Балона, бичок головац, бичок гонець, тупоносий бичок західний, бичок-пуголовок голий. Висока динамічність складу рибного населення р. Десни в умовах природних та антропогенних чинників визначає актуальність вивчення сучасного стану її іхтіофауни.

Дослідження проводилось навесні 2019 року у пригирловій ділянці річки в околицях с. Осещина (напроти шлюзу, що відділяє Десенку від р. Десни). Молодь риб відбирали у прибережній ділянці глибиною до 1 м з піщаним субстратом за допомогою малькової волокуші довжиною 6 м і висотою 1 м. Було здійснено 5 ловів, якими охоплено площу близько 120 м². Молодь червонокнижних видів риб, що зустрічалась в прилові, після промірів обережно відпускали у річку живими. Проби фіксували 4% розчином формальдегіду. Видову приналежність визначали за допомогою визначників та довідників (Мовчан, 2011; Коблицкая, 1981).

На дослідженій ділянці було виявлено 14 видів риб, що належать до трьох родин. Родина корошових *Cyprinidae* була представлена 10 видами: в'язь європейсько-сибірський *Idus idus* (Linnaeus, 1758), підуст звичайний *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758), плітка звичайна *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), верховодка звичайна *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758), ялець звичайний *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758), гірчак європейський *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782), плоскирка європейська *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), бистрянкa російська *Alburnoides rossicus* (Berg, 1924), білизна європейська *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), лящ звичайний *Abramis brama* (Linnaeus, 1758). Родина бичкових *Gobiidae* була представлена трьома видами: бичок-пісочник *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), бичок-гонець *N. gymnotrachelus* (Kessler, 1857), бичок-кругляк *N. melanostomus* (Pallas, 1814); родина оселедцевих *Clupeidae* – одним видом: тюлька чорноморсько-азовська *Clupeonella cultriventris* (Nordmann, 1840).

За чисельністю у ловах переважала молодь в'язя – 26% та підуста – 12,5% – реофільних видів, чисельність яких у річках України останнім часом знижується внаслідок їх зарегулювання та забруднення. Частка молоді плітки, порівняно з іншими видами, була також доволі високою – 11%. Інші види за чисельністю розподілилися наступним чином: верховодка – 6,3%, ялець та гірчак – по 3,9%, плоскирка – 3,2%, бистрянкa – 2,4%, білизна – 1,6% та лящ – 0,8%.

Сумарна частка чужорідних видів за чисельністю була доволі високою і складала майже 30% від загального складу угруповання: тюлька – 15,8%, бичок-пісочник – 6,3%, бичок-гоніць – 4,7% та бичок-кругляк – 1,6%.

В прилові були зареєстровані види, занесені до Червоної книги України, а саме ялець звичайний та бистрянга російська.

Розподіл найбільш численних видів за біомасою показав схоже співвідношення: переважала молодь в'язя – 25,5%, підуста – 16,3% та плітки – 9,8%. Розподіл за біомасою інших видів був наступним: бичок-пісочник – 8,3%, верховодка – 6,5%, лящ – 5,8%, бичок-гоніць – 5,4%, ялець – 4,7%, плоскирка – 3,9%, бистрянга – 3,9%, білизна і тюлька – по 3,1%, гірчак – 2,1%, бичок кругляк – 1,7%.

Таким чином, видовий склад молоді риб гирлової ділянки р. Десни, враховуючи обмеженість вибірки з прибережного мілководдя, можна вважати досить багатим. Значну частку складають реофільні види, типові для річкової екосистеми, з яких два види є раритетними в Україні. Отримані дані є підґрунтям для подальших досліджень динаміки змін різноманіття іхтіофауни у р. Десні, зокрема у її гирловій ділянці, яка може слугувати нерестовищем для небагатьох реофільних видів риб, що залишились у Дніпрі після його зарегулювання.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Коблицкая А.Ф. Определитель молодежи пресноводных рыб. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. – 208 с.

Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник). – К.: Золоті ворота, 2011. – 444 с.

Мовчан Ю.В. Сучасний склад іхтіофауни басейну верхнього Дніпра (фауністичний огляд) // Збірник праць Зоологічного музею. – 2012. – № 43. – С. 35–50.

Романь А.М. До вивчення іхтіофауни малих приток р. Десни // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: матеріали VIII Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції (Херсон, 17-19 вересня 2015 р.) – Херсон: Гринь Д. С., 2015. – С. 164–167.

Ситник Ю.М., Шевченко П.Г., Новіцький Р.О., Подобайло А.В., Салій С.М. Видовий склад іхтіофауни верхньої ділянки Канівського водосховища та пригирлової акваторії р. Десна // Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія. – 2012. – Вип. 20, т. 2. – С. 80–88.

Хільчевський В. К. Десна // Енциклопедія сучасної України: у 30 т. / ред. кол. І.М. Дзюба [та ін.]; НАН України, НТШ, Координаційне бюро енциклопедії сучасної України НАН України. – К., 2003–2019.

УДК 504.064.36:574 (477.7)

П.В. ТКАЧЕНКО¹, О.Є. МАРКАУЦАН²

¹ Чорноморський біосферний заповідник НАНУ,

вул. Лермонтова, 1, м. Гола Пристань, Херсонська обл., 75600, Україна

² НПП “Білобережжя Святослава”,

вул. Бородинівська, 39, с. Покровка, Очаківський р-н, Миколаївська обл., 57555, Україна

МОРСЬКІ КАРАСІ *DIPLODUS ANNULARIS* (LINNAEUS, 1758) ТА *DIPLODUS SARGUS* (LINNAEUS, 1758) У РАЙОНІ О. ТЕНДРА ТА КІНБУРНЬСЬКОГО П-ОВА

Під районом о. Тендра та Кінбурнського п-ова ми зазвичай маємо на увазі Тендрівську, Ягорлицьку затоки та частину Чорного моря, яка омиває о. Тендра та

Кінбурнський п-ів. Але в даному випадку ми ще розглянемо і частину Дніпровско-Бузького лиману, яка є прилеглою до Кінбурнського п-ова.

У даному районі Чорного моря рід Морських карасів *Diplodus Rafinesque*, 1810, який відноситься до родини Спарових Sparidae Bonaparte, 1832, представлений двома видами: морський карась європейський - *Diplodus annularis* (Linnaeus, 1758) та морський карась смугастий, сарг білий - *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758). Перший з них постійно мешкає у Чорному морі, а другий дуже рідко потрапляє сюди з Середземного моря (Мовчан, 2011).

Частіше з них в районі о. Тендра та Кінбурнського п-ова зустрічається морський карась європейський *D. annularis*, хоча він завжди був досить рідкісним видом для цих водойм, про що писав ще Виноградов К.О. (Виноградов, 1960). Раніше він тут вказувався поодинокими особинами Виноградовим К.О. у 1955 році, Пінчуком В.І. у 1960 році, Замбриборщем Ф.С. у 1962 році та нами в 1990 році (Виноградов, 1960, Замбриборщ, 1965, Пинчук, 1987, Пинчук, Ткаченко, 1996) в Тендрівській затоці та в морі біля о. Тендра. І лише в 1980 році 2 особини даного виду були відмічені на ставних неводах в морі біля Кінбурнського п-ова (Пинчук, 1987). Потім за період з 1991 по 2012 роки *D. annularis* був зареєстрований тільки в 1998 році в Тендрівській затоці (поодинокі, всього 3 особини).

З 2013 року кількість зустрічей морського карася європейського значно зросла. Даний вид почав заходити у вказаний район вже майже щороку. В 2013 році відмічені поодинокі 3 особини *D. annularis* в морі біля основи о. Тендра. Довжина тіла всіх особин даного виду, яких відмічали всі дослідники до 2013 року коливалася від 11 до 20 см. В 2014 році вперше в районі о. Тендра біля Потіївської перемоїни був зафіксований мальок морського карася європейського з повною довжиною тіла 4,4 см. В 2015 році 1 дорослу особину цього виду знайшли в морі біля Смаленської перемоїни на о. Тендра.

В 2018 році зустрічі *D. annularis* ще більш почастишали: в цьому році порядком 20 мальків (з довжиною тіла 5-8 см) відмічали в Тендрівській затоці біля Смаленської та Потіївської перемоїни і в морі біля основи о. Тендра та ще 2 мальків - в морі біля Кінбурнського п-ова. На даний час в 2019 році вже було зафіксовано 3 поодинокі зустрічі даного виду в Тендрівській затоці. Отже присутність морського карася європейського в Тендрівській затоці та в Чорному морі біля о. Тендра та Кінбурнського п-ова в останні роки помітно зростає. Можливо це пов'язано з деяким покращенням екологічної ситуації в даному районі Чорного моря та значним підвищенням кількісного та якісного складу іхтіофауни цих водойм в останні 10-15 років (Ткаченко, 2017, 2018).

За всі періоди спостережень *D. annularis* спостерігалися на акваторіях, на яких проводилися дослідження, тільки з середини липня по середину жовтня (найчастіше – з середини серпня по кінець вересня). Винятком був 2015 рік, коли єдину за цей рік особину морського карася європейського відмічали в травні.

До речі, в останні 10-15 років тут вперше з'явилися чи продовжили нарощувати чисельність й інші представники родини Спарових Sparidae Bonaparte, 1832. Так вперше для північно-західної частини Чорного моря саме в даному районі в 2004 році був зафіксований спар золотистий *Sparus aurata* Linnaeus, 1758 (Ткаченко, 2005). В останні п'ять років тут зросла чисельність як у цього виду, так і у сарпи сальповидної *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) (Ткаченко, 2012, 2018). Ці два види за останні 20–25 років успішно натуралізувалися в Чорному морі, а в українських водах, особливо, біля берегів Криму (Болтачев, Карпова, 2014).

Другий вид *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758) в Чорне море заходить вкрай рідко. Його ареал охоплює води Атлантичного океану біля берегів Європи та Африки, а також Середземного, Адріатичного та Чорного морів (Мовчан, 2011). У А.Н. Световидова (Световидов, 1964) є вказівки про декілька знахідок цього виду біля берегів Турції та

одна особина вказана в Чорному морі біля м. Севастополя в 1950 році. В доповнені списки видів Чорного моря Т.С. Расса (Расс, 1987) *D. sargus* занесений як рідкісний, але без констатації фактів зустрічей, що, вірогідніше за все, передбачає під собою базування на даних А.Н Световидова. Ю.В. Мовчан сумнівається в точності визначення по опудалу єдиної особини цього виду, яку було відловлено в українських водах в 1950 році біля м. Севастополь (Мовчан, 2011).

У інших авторів згадування про *D. sargus* відсутні та більше ніякими свідченнями про знахідки даного виду в водах України ми не володіли до 2008 року, коли нами даний вид був достовірно зареєстрований в Ягорлицькій затоці (Ткаченко, 2013). Це його перша знахідка в північно-західній частині Чорного моря і вона була єдиною до цього року.

19 серпня 2019 одну особину *D. sargus* було відловлено разом з іншими видами риб в Дніпровсько-Бузькому лимані навпроти с. Василівка Очаківського району Миколаївської області на частиковій ятері (вічко х 40 мм) приблизно в 1 км від берега на піщаному ґрунті з глибиною біля 2,5 м. Сюди даний екземпляр потрапив безумовно з Чорного моря, так само, як заходять в цю частину лиману і багато інших морських видів риб. Це відбувається періодично при наповнюванні морськими водами західної частини Дніпровсько-Бузького лиману під дією сильних вітрів західних румбів.

Дана особина за всіма пластичними, меристичними та загальними ознаками є саме *Diplodus sargus* (Linnaeus, 1758). Від особини 2008 року вона майже не відрізняється і має лише деякі інші параметри. Вона помітно крупніша і отже всі її проміри більші. Так, наприклад, загальна довжина тіла даного морського карася смугастого дорівнює $ab = 19,9$ см проти 11.6 см у особини 2008 року, а стандартна – $ad = 16,2$ проти 9.4 см. Також у нього в спинному плавці на один колочий промінь більше, але в той же час і на один розгалужений менше; а в анальному плавці на один розгалужений промінь менше. Крім того, у особини 2019 року менше на 1 луску в бічній лінії та на 1 ряд лусок менше нижче бічної лінії; а також на один пілоричний придаток більше.

Формула видових ознак особини сарга білого 2019 року є наступною: D XII 13, A III 13, P I 13, V I 6, I.I. 71^s₁₅, sp.br. 14.

Загальна форма тіла, кількість і розташування зубів та окрас цієї особини практично повністю співпадають з особиною 2008 року за одним винятком – у неї на одну темну поперечну вертикальну полосу на боках більше. Дана особина сарга білого поміщена до фондової колекції Чорноморського біосферного заповідника НАН України (інвентарний номер 144).

D. sargus є протандричним гермафродитом. Так як і в 2008 році, особина 2019 року знаходилася в ювенільній стадії зрілості, не зважаючи на те, що вона крупніша.

Таким чином зустріч морського карася смугастого в 2019 році в районі о. Тендра та Кінбурнського п-ова виявилася другою не тільки тут, а й в північно-західній частині Чорного моря та взагалі в водах України з 1950 року. Ця знахідка також значно збільшує вірогідність того, що особина *D. sargus*, яка була відловлена в 1950 році біля м. Севастополь і в визначенні якої є сумніви, дійсно відноситься до даного виду.

Безперечним є той факт, що кількість зустрічей *D. annularis* та *D. sargus* в останнє десятиріччя в районі о. Тендра та Кінбурнського п-ова помітно збільшується, так як і загалом всіх представників родини Спарових Sparidae Bonaparte, 1832. Сподіваємося, що це буде відбуватися та прогресувати і в наступні роки.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Болтачев, А. Р., Карпова Е.П. Фаунистическая ревизия чужеродных видов рыб в Черном море // Российский журнал биологических инвазий. — 2014. — № 3. — С. 2–26.

- Виноградов К.О. Іхтіофауна північно-західної частини Чорного моря. – Київ: Вид-во Академії наук УРСР, 1960. – 116 с.
- Замбриборщ Ф.С. Рыбы низовьев рек и приморских водоемов северо-западной части Черного моря и условия их существования: автореф. дис. док. биол. наук. – Одесса. – 1965.
- Мовчан Ю.В. Риби України. - Київ: в-во “Золоті ворота”, 2011. – 420 с.
- Пинчук В.И. Об отличиях в видовом составе ихтиофауны абиссальной и мелководной частей Тендровского залива. – Киев. – 1987. – Деп. в ВИНТИ: № 204 – В. 87. – 15 с.
- Пинчук В.И., Ткаченко П.В. Рыбы морских акваторий. Позвоночные животные Черноморского биосферного заповедника (аннотированные списки видов) // Вестник зоологии. – 1996. – отд. вып. 1. – С. 10.
- Расс Т.С. Современные представления о составе ихтиофауны Черного моря и его изменениях // Вопросы ихтиологии. – 1987. – 27, вып. 2. – С. 179 – 187.
- Световидов А. Н. Рыбы Черного моря. — М. Л. : Наука, 1964. — 550 с.
- Ткаченко П.В. Находка *Sparus aurata* (*Perciformes*, *Sparidae*) в северо – западной части Черного моря // Вестник зоологии. - 2005. - Вып. 2. - С. 89 - 90.
- Ткаченко П.В. Рыбы Тендровского, Ягорлыцкого заливов и прилегающей акватории Черного моря // “Природничий альманах” – Херсон: ПАО “Херсонська міська друк.”. – 2012. – Вып. 18. - С. 181-193.
- Ткаченко П.В. Первая находка *Diplodus sargus sargus* (Linnaeus, 1758) (*Sparidae*, *Perciformes*) в северо-западной части Черного моря // Морской экологический журнал. – 2013. – 12, № 3. – С. 54.
- Ткаченко П.В. Изменения в ихтиофауне Тендровского, Ягорлыцкого заливов и прилегающей к ним акватории Черного моря в последние годы. // Матеріали Х міжнар. іхтіол. наук.-практ. конференції “Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології”, Київ, 19-21 вересня 2017 р. – Херсон: Видавець ФОП Грінь Д.С. – 2017. – С. 326 – 331.
- Ткаченко П.В. Іхтіофауна Тендрівської, Ягорлицької заток та прилеглої акваторії Чорного моря. // Вісник Чернівецького національного університету (журнал “Біологічні системи”). – 2018. – Т. X. – Вып. 1. – С 47–66.

СЕКЦІЯ ІV. ГІДРОЛОГІЧНІ, ГІДРОХІМІЧНІ ТА РАДІОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ПРІСНОВОДНИХ ТА МОРСЬКИХ ЕКОСИСТЕМ

УДК 502.52(574.5)

А.А. АЛЕКСЄЄВА, М.О. МАРЕНКОВ, М.В. КУЗНЕЦОВ

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
проспект Гагаріна, 72, Дніпро 49010, Україна

ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ КІЛЬЧЕНЬ ЗА МАКРОФІТАМИ

Оцінка якості водного середовища річок має глобальне значення як для визначення стану екосистеми, так і для економічної діяльності людини, оскільки на сьогодні майже всі водойми мають комплексне господарське призначення (Бойчук, 2002; Білявський, 2002). Визначення ступеня забруднення водойми за видовим складом гідробіонтів дозволяє досить швидко встановити його санітарний стан, зробити припущення щодо ступеня і характеру забруднення (Брагінський, 1993). На сьогодні зручним і ефективним є використання окремих видів макрофітів для біоіндикації екологічного стану водойм, оскільки водяні рослини – видимий, доступний і зручний для спостережень об'єкт, який легко використовувати безпосередньо в польових умовах. Видовий склад макрофітів пластичний і чутливий до змін навколишнього середовища та комплексно відображає базові характеристики водойми: гідрологічний режим, трофічний статус, стадію розвитку. Доведено, що навіть незначне обстеження водяної рослинності дозволяє зробити експрес-оцінку її екологічного статусу (Карпова, 2010).

Серед водяних рослин існують види, які не витримують найменшого забруднення водойми і можуть жити лише у чистій воді. Інші види, навпаки, можуть витримувати високі концентрації забруднюючих речовин і стабільно поширюватись. Більшість макрофітів характеризуються екологічною пластичністю, їм притаманна здатність пристосовуватись до змінних умов середовища, що дозволяє їм мешкати у водоймах із широким діапазоном фізико-хімічних показників. Через це присутність лише одного виду макрофітів у водоймі не є показником. При проведенні біоіндикації необхідно враховувати кількісний розвиток рослин (біомасу, яку вони створюють, та проєкцію на ґрунт надземної частини рослини) (Макрофиты..., 1993).

Метою роботи була оцінка екологічного стану р. Кільчень, що протікає на території Магдалинівського району Дніпропетровської області методом біоіндикації за макрофітами. У минулому р. Кільчень була однією із екологічно чистих річок. На даний час гідроекологічний стан Кільчені змінюється і несе за собою негативні наслідки. Зокрема, забрудненість річки пов'язана із антропогенними чинниками.

Дослідження проводили на п'яти дослідних ділянках русла р. Кільчень в 2018 році. Ділянка №1 знаходиться поблизу с. Почино-Софіївка має середній ступінь заростання водойми. Макрофіти становлять 50 % загальної досліджуваної площі. Нами виявлено 16 видів макрофітів, серед яких 11 належать до індикаторних груп. Ділянка №2 знаходиться в с. Поливанивка. Водяна рослинність на цій ділянці рясна. Водойма має достатньо розвинений ступінь заростання. Макрофіти становлять 60 % від загальної площі ділянки. Було виявлено 16 видів макрофітів. Серед них 10 належать до індикаторних груп. Ділянка №3 знаходиться поблизу с. Веселий Гай. На схилах берегів рясно розвинена трав'яниста рослинність. Ступінь заростання має середній розвиток. Макрофіти становлять 40 % від загальної площі ділянки. Було виявлено 13 видів макрофітів. Серед них 10 належать до індикаторних груп. Ділянка №4 знаходиться біля мосту, що веде до с. Кільчень. Водяна рослинність майже відсутня. Ступінь заростання має низький рівень –

20 % від площі дослідної ділянки. Було виявлено 7 видів макрофітів, серед яких 5 видів індикаторних груп. Ділянка №5 знаходиться в с. Кільчень. По берегах добре розвинена рослинність. Ступінь заростання має достатній рівень і становить 60 % від площі ділянки. Було виявлено 16 видів макрофітів. З них 11 є індикаторами.

Перед проведенням збору матеріалу ретельно оглядали місцевість. Під час відбору зразків використовували D-подібний сачок та звичайні граблі. Під час опису п'яти ділянок увагу звертали на ряд ознак: ступінь заростання водойми (% площі, яку займають зарості макрофітів, від загальної площі ділянки); загальну кількість видів макрофітів на ділянці; домінуючі угруповання макрофітів та їх рясність; індикаторні групи (згідно обраних методів: модифікованого індексу Майєра та макрофітного індексу) (Методи гідроекологічних..., 2006).

Серед макрофітів-біоіндикаторів водного середовища – найчастіше зустрічалися: рдесник плаваючий (*Potamogeton natans*), жабурник звичайний (*Hydrocharis morsus-ranae*), водопериця кільчаста (*Myriophyllum verticillatum*), рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus*), ряска мала (*Lemna minor*), нитчасті водорості, кушир занурений (*Ceratophyllum demersum*), рдесник гребінчастий (*Stuckenia pectinata*), водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum*), різак алоєвидний (*Stratiotes aloides*), пухирник звичайний (*Utricularia vulgaris*). Більшість з них є макрофітами забруднених водойм.

Прибережно-водна рослинність р. Кільчень на дослідних ділянках представлена такими найбільш розповсюдженими видами: частуха подорожникова (*Alisma plantago-aquatica*), очерет звичайний (*Phragmites australis*), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*), сусак зонтичний (*Butomus umbellatus*), їжача голівка пряма (*Sparganium erectum*), тонконіг болотний (*Poa palustris*), осока гостра (*Carex acuta*), гірчак водяний (*Persicaria hydropiper*), гірчак земноводний (*Persicaria amphibia*).

Для гідроекологічної оцінки використовували індекс Майєра розроблений для дослідження стану водойми за різноманітністю макробезхребетних тварин та модифікований для біоіндикації за макрофітами. В його основу покладено поділ найбільш показових індикаторних видів гідрофітів відповідно до ступеня забруднення водойми на три групи: чисті, помірно забруднені та брудні (Карпова, 2010).

В основі макрофітного індексу лежить закономірна зміна індикаторних груп видів макрофітів, що відбувається у водоймі відповідно до зростання рівня забруднення та погіршення якості води, насамперед у результаті антропогенної евтрофікації. У результаті багаторічних спостережень за водною рослинністю різних типів водойм України види макрофітів були об'єднані у 7 індикаторних груп. В основу цього поділу покладено схожість реакцій до забруднення (Клименко, 2006).

За модифікованим індексом Майєра встановлено, що на ділянці №1 вода помірно забруднена, β -мезосапробна зона, індекс Майєра дорівнює 15. На ділянці № 2 вода брудна, α -мезосапробна зона, індекс Майєра дорівнює 13, на ділянці № 3 вода брудна, α -мезосапробна зона, індекс Майєра дорівнює 13, на ділянці № 4 вода брудна, полісапробна зона, індекс Майєра дорівнює 7, на ділянці №5 вода помірно забруднена, β -мезосапробна зона, індекс Майєра дорівнює 15. Середній показник модифікованого індекса Майєра для всієї досліджуваної ділянки дорівнює 13. Отже, згідно модифікованого індексу Майєра на досліджуваній території р. Кільчень вода брудна, відповідає α -мезосапробній зоні, IV клас якості.

Показник макрофітного індексу (MI) на дослідних ділянках р. Кільчень на ділянці №1 дорівнює 6 (вода забруднена, III клас якості), на ділянці №2 – 4 (вода брудна, IV клас якості), на ділянці №3 – 4 (вода брудна, IV клас якості), на ділянці №4 – 3 (вода брудна, IV клас якості), на ділянці № 4 – 6 (вода забруднена, III клас якості). Середній показник макрофітного індексу на досліджуваних ділянках складає 4,6. Макрофітний індекс з показником 4,6 відповідає IV класу води – «брудна». Отже, другий метод дослідження за макрофітним індексом підтвердив показник якості води р. Кільчень – «брудна».

Основними шляхами вирішення екологічних проблем р. Кільчень є відновлення природного рельєфу русла та розчистка водоносних горизонтів, розробка регіональної системи заходів щодо розорювання ґрунтів поблизу річки, проведення інформаційно-просвітницької роботи серед населення, посадка дерев та чагарників уздовж річки. Відтворення рослинного покриву уможливить формування природного бар'єру на шляху поверхневого стоку та відновлення природної системи «річка-берег», функціонування якої визначає водність річки, самоочисну здатність та якість води.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Білявський Г.О., Гетьман В.В. Сучасні аспекти біологічної безпеки. – К., 2002. – 160 с.
- Бойчук Ю.Д. Екологія і охорона навколишнього середовища: навчальний посібник. – Суми: Університетська книга, 2002. – 316 с.
- Брагінський Л. П. Біотестування як метод контролю токсичності природних і стічних вод / Л. П. Брагінський // Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень. – Львів: Світ, 1993. – С. 27–37.
- Карпова Г. А. Оцінка екологічного стану водойм методами біоіндикації. – Бережани, 2010. – 32 с.
- Клименко М.О., Прищепа А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля. – К.: Академія, 2006. – 360 с.
- Макрофиты – индикаторы изменений природной среды /Под ред. С. Гейны, К.М. Сытника – К.: Наукова думка, 1993. – 435 с.
- Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

УДК 577.34:581.526.3

В.В. БЕЛЯЄВ, О.М. ВОЛКОВА, С.П. ПРИШЛЯК
Інститут гідробіології НАН України,
Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ДИНАМІКА ПОГЛИНЕНОЇ ДОЗИ ІОНІЗУЮЧОГО ВИПРОМІНЮВАННЯ У КОРЕНЕВІЙ СИСТЕМІ ПОВІТРЯНО-ВОДЯНИХ РОСЛИН

Власними попередніми дослідженнями показано, що значну, інколи визначальну, частину поглиненої прісноводними гідробіонтами дози іонізуючого випромінювання складає зовнішнє опромінення, яке, у свою чергу, часто формується депонованими у донних відкладах радіонуклідами. Особливо важливого значення випромінювання радіонуклідів з донних відкладів набуває у процесі опромінення підземних органів вищих водяних рослин (Волкова та ін., 2019). Тому метою нашої роботи була оцінка динаміки поглиненої дози випромінювання для кореневої системи повітряно-водяних рослин.

Розрахунки проводили на основі розробленої нами моделі міграції тривалоіснуючих радіонуклідів у товщу донних відкладів після аварійного надходження до водної екосистеми, яка має наступний вигляд:

$$C(x,t) = [\pi D t]^{-1/2} \exp[-(x-\Delta x)^2/(4D t)] A_{\text{вип}} \exp(-0.693t/T_{1/2}) / \rho$$

де $A_{\text{вип}} \exp(-0.693t/T_{1/2})$ – щільність забруднення шару донних відкладів у точці відбору, Бк/м²; $T_{1/2}$ – період напіврозпаду радіонукліда, років; $C(x,t)$ – концентрація забруднювача, Бк/кг; D – коефіцієнт дифузії, м²/рік; x – глибина шару, м; t – час, років;

ρ - щільність, $\text{кг}/\text{м}^3$; Δx – верхній первинно забруднений шар донних відкладів, м. Якщо щільність забруднення донних відкладів водойми постійна у просторі, то $A_{\text{вип}}$ – щільність випадінь на дзеркало водойми, $\text{Бк}/\text{м}^2$.

Питома активність донних відкладів необхідна для обрахунку дози опромінення підземної частини рослин, тому ми розраховували концентрацію радіонуклідів у донних відкладах при природній вологості. У такому випадку в межах однорідного типу відкладів можна вважати параметри D та ρ сталими. Приймаючи до уваги те, що після аварії на Чорнобильській АЕС поза межами зони відчуження підвищені рівні радіонуклідного забруднення водних екосистем в основному сформовані ^{137}Cs , розрахунки виконані саме для цього радіонукліда.

За нашими спостереженнями повітряно-водняні рослини в основному розвиваються на ґрунтах 3-х типів: пісках, мулах та суглинках, яким притаманна різна щільність. Швидкість міграції радіонуклідів вглиб донних відкладів різних типів також суттєво відрізняється. У водоймах різного типу щільність верхнього шару мулів складала 100–1400, суглинків – 1200–1900, пісків – 1800–2100 $\text{кг}/\text{м}^3$, тому ми обрали, що ρ дорівнює 1000, 1500 та 2000 $\text{кг}/\text{м}^3$, відповідно. Параметр D обрано за експериментальними даними. Розрахунки виконували для 50-річного періоду та 50-ти сантиметрового шару донних відкладів рівномірно забруднених по площі водойми при щільності первинних випадінь 1 $\text{кБк}/\text{м}^2$.

На основі розрахунків визначили, що через 10 років після надходження ^{137}Cs до водойми у піщаних донних відкладах глибина міграції радіонукліда не перевищить 20 см, а через 50 років – 30 см. Тобто основна кількість ^{137}Cs буде зосереджена у верхньому кореневмісному шарі. У мулах за 10 років радіонуклід заглибитися на 40 см, за 50 років – більше, ніж на 60 см. При $D=90 \text{ см}^2/\text{рік}$ у суглинках верхній 60-ти сантиметровий шар буде забруднений за 3 роки.

Дозу внутрішнього опромінення підземних органів рослин визначали з урахуванням наступного: енергія γ -випромінювання накопичених радіонуклідів реалізується поза об'ємом рослин; у коренях реалізується 1/3 енергії β -випромінювання накопиченого ^{137}Cs ; у кореневищах – 100%; на пісках у підземних органах очерету звичайного вміст ^{137}Cs складав 2,5% щільності забруднення донних відкладів, рогозу вузьколистого – 1%; для донних відкладів іншого типу (мули, суглинки) вміст ^{137}Cs у підземних органах очерету звичайного складав 0,8% щільності забруднення донних відкладів, рогозу вузьколистого – 0,33 %. На основі експериментальних досліджень (Пришляк, 2019) було прийнято, що питома активність ^{137}Cs в коренях у десять разів більша ніж у кореневищах. Біомаса коренів і кореневищ у водоймах різного типу була визначена нами раніше.

Встановлено, що за наведених вище умов у перший рік після надходження до екосистеми ^{137}Cs потужність внутрішнього опромінення підземної частини очерету звичайного на піщаних донних відкладах в евтрофній водоймі складатиме 7,3 $\text{нГр}/\text{доба}$, рогозу вузьколистого – 7,6 $\text{нГр}/\text{доба}$, в оліготрофній – 19,0 та 3,5 $\text{нГр}/\text{доба}$, відповідно. Через 50 років ці величини зменшаться приблизно у 3 рази. Необхідно відзначити, що у водоймах різного трофічного статусу загальна доза опромінення підземних органів досліджених видів рослин суттєво відрізняється, що пов'язано з особливостями формування підземної біомаси рослин і, як наслідок, з різним внеском органів з найвищим рівнем вмісту ^{137}Cs – коренів у загальну дозу внутрішнього опромінення підземних органів.

При визначенні дози зовнішнього опромінення підземних органів рослин було прийнято: опромінення кореневищ формується виключно γ -випромінюванням; опромінення коренів формується γ - та β -випромінюванням; доза зовнішнього β -опромінювання коренів дорівнює дозі, яка формується β -випромінюванням радіонуклідів у відповідному шарі донних відкладів; доза зовнішнього γ -

випромінювання коренів і кореневищ дорівнює питомій енергії, яка поглинена у відповідному шарі донних відкладів. Питому активність ^{137}Cs у донних відкладах визначали за наведеною формулою. При визначенні дози враховували відносну біомасу коренів та кореневищ.

У перші роки після надходження ^{137}Cs до екосистеми найбільша потужність дози зовнішнього опромінення підземних органів рослин буде формуватися у донних відкладах з великим значенням коефіцієнта дифузії, оскільки радіонуклід досить швидко (1–5 років) мігрує вглиб донних відкладів, і вся енергія γ -випромінювання реалізується у кореневмісному шарі. Іншим наслідком швидкої міграції буде те, що на ґрунтах з великими значеннями коефіцієнта дифузії потужність дози буде зменшуватись не тільки за рахунок радіоактивного розпаду, але й за рахунок міграції радіонукліда за межі кореневмісного шару. Так, при $D=12\text{ см}^2/\text{рік}$ через 16 років після забруднення у межах шару буде зосереджено 90% радіонукліда, через 50 років – 62%, при $D=90\text{ см}^2/\text{рік}$ – 43 та 25%, відповідно.

На пісках при $D=3\text{ см}^2/\text{рік}$ потужність опромінення підземних органів за період 1–22 роки після аварійного забруднення майже не зміниться. Отже, на пісках ($D=3\text{ см}^2/\text{рік}$) за рахунок міграції радіонукліда з одного боку збільшується частина енергії γ -випромінювання, яка реалізується у кореневмісному шарі, з іншого – відбувається радіоактивний розпад. Швидкість цих процесів упродовж перших 20 років після аварійного забруднення майже однакова.

У перший рік після випадіння ^{137}Cs стрімке збільшення потужності зовнішнього опромінення коренів обумовлене β -випромінюванням радіонукліда у донних відкладах, яке можливе тільки за умов знаходження коренів у радіоактивно забрудненому середовищі. Нагадаємо, що максимальний пробіг β -часток ^{137}Cs у водному середовищі не перевищує 1 мм. β -складова опромінення коренів при однаковій щільності радіоактивного забруднення кореневмісного шару та рівномірному розподілі коренів в об'ємі донних відкладів не залежить від профілю активності радіонукліда за глибиною. Тобто у перші роки більша потужність зовнішнього опромінення коренів у верхньому шарі компенсується відсутністю β -випромінювання у шарах, до яких радіонуклід ще не заглибився. За наведених умов на пісках найбільшу дозу опромінення отримують підземні органи рогозу вузьколистого з оліготрофної водийми.

Вище ми розглянули особливості формування опромінення рослин на однорідних донних відкладах. Часто спостерігаються випадки, коли рослини розвиваються на шарах суглинку або мулу обмеженої потужності, нижче розташовані піски або водонепроникливі ґрунти ($D \rightarrow 0\text{ см}^2/\text{рік}$). У таких випадках до 100% радіонукліда концентрується у верхньому шарі. Динаміка потужності зовнішнього опромінення підземних органів рослин за таких умов майже відповідає показникам, характерним для мулів, однак абсолютні величини будуть дещо нижчими, оскільки у кореневмісному шарі буде реалізуватися менша частина енергії γ -випромінювання. Потужність опромінення у часі буде зменшуватись тільки за рахунок радіоактивного розпаду.

Таким чином, на відкритих мілководних ділянках водоймах різного типу з піщанистими донними відкладами за умов відсутності надходження радіонукліда та його змиву з мілководь, потужність дози опромінення підземної частини повітряно-водяних рослин за рахунок зовнішнього опромінення ^{137}Cs , зосередженого у донних відкладах, у перші 20–25 років після аварійного надходження практично не змінюється, далі зменшення потужності дози визначається радіоактивним розпадом.

У донних відкладах з великою швидкістю міграції ^{137}Cs ($D>10\text{ см}^2/\text{рік}$, мули, перезволожені суглинки) найбільша потужність дози опромінення підземної частини рослин буде спостерігатися через 3–5 років після аварійного надходження радіонукліда. У подальшому потужність дози опромінення буде зменшуватись за рахунок радіоактивного розпаду та його міграції за межі кореневмісного шару донних відкладів.

При розвитку повітряно-водяних рослин на обмеженому шарі мулів або перезволожених суглинків, якщо глибше залягають піски або водонепроникливі ґрунти, динаміка потужності опромінення підземної частини повітряно-водяних рослин після аварійного надходження ^{137}Cs буде визначатися радіоактивним розпадом радіонукліда.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Волкова Е.Н., Беляев В.В., Пришляк С.П., Пархоменко А.А. Оценка мощности поглощенной дозы излучения ^{137}Cs воздушно-водными растениями в олиготрофном и эфтрофном водоемах // Гидробиол. журн. – 2019. – 55, № 3. – С. 105–112.

Пришляк С.П. Радіонуклідне забруднення вищих водяних рослин та роль гелофітів у міграції ^{137}Cs у прісноводних водоймах: автореф. дис. ... канд. биол. наук: спец. 03.00.17. «Гідробиологія». К., 2019. – 23 с.

УДК 504.054(045)

Т.І. БЛИК, О.В. БЕЗВЕРБНА

Національний Авіаційний Університет,

Пр-т Космонавта Комарова, 1, Київ 03065, Україна

ВИЩА ВОДЯНА РОСЛИННІСТЬ ШТУЧНИХ ВОДОЙМ ЯК АКУМУЛЯНТ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

На сьогоднішній день водойми, які знаходяться на території міст, зазнають значного антропогенного навантаження: відбувається зміна їх морфометричних характеристик, втрата природного рослинного покриву водозбірних територій та їх забруднення, зміна гідрологічного режиму, техногенна трансформація берегів, забруднення дощовими стоками.

Охорона водойм від забруднення є однією з найбільш актуальних проблем сучасності. Численні наукові дані вказують на здатність вищих водяних рослин служити біологічним фільтром при надходженні у водойму різних забруднюючих речовин завдяки своїм морфологічним, фізіологічним та екологічним характеристикам (Смирнова, 1990; Тимонин, 2009). Особливості накопичення важких металів рослинами пов'язані з тривалістю поглинання елементів протягом періоду росту, що призводить до щорічного зростання їх концентрацій у багаторічних органах. Крім того, діапазон концентрацій елементів у рослинах може бути досить суттєвим й обумовлюється біологічними особливостями останніх (Алексеев, 1997; Афанасьев, 1996; Федоненк, 2008).

Мета роботи полягала в з'ясуванні ролі вищої водяної рослинності у штучній водній екосистемі як фактора очищення води від забруднення важкими металами.

Об'єктом дослідження було забруднення системи каналів - водовідводів вздовж вул. Закревського м.Києва. Водойми з'єднані між собою і є проточними. Основним джерелом забруднення зазначених каналів є поверхневий стік з площі урбанізованого водозбору. Предметом дослідження була динаміка накопичення важких металів – Cu, Pb, Cd, Zn у вищих водяних рослинах штучної екосистеми.

Для дослідження було відібрано наступні види вищої водяної рослинності з Верхнього та Нижнього каналів: очерет звичайний (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.); лепешняк великий (*Glyceria maxima* (C.Hartm.) Holmb.); рогіз широколистяний (*Typha latifolia* L.); нитчасті водорості; рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus* L.); жабурник звичайний (*Hydrocharis morsus-ranae* L.); водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum* (L.)); ряска мала (*Lemna minor* L.); кушир занурений (*Ceratophyllum demersum* L.). Зразки повітряно-водяної рослинності бралися в різних

частинах (корінь, стебло, листки, суцвіття). Занурена рослинність використовувалася повністю. Концентрації важких металів у вищих водяних рослинах визначались методом атомно-абсорбційної спектрометрії.

Отримані дані показали, що очерет звичайний відзначається високою здатністю до накопичення цинку по відношенню до інших досліджуваних металів. Висока концентрація цинку характерна для всіх органів очерету. Найбільший його вміст виявлено в листках та суцвітті (від 8,01 мг/кг сухої маси влітку до 19,11 мг/кг навесні). Окрім того, спостерігається акумуляція міді та свинцю у нижній частині рослини, вміст. Кадмій в жодній частині не був виявлений. Таким чином, очерет звичайний здатний накопичувати важкі метали у досить значних кількостях, вилучаючи їх із води та субстратів і тим самим сприяючи очищенню водойм.

В результаті аналізу сезонної динаміки накопичення важких металів вищою водяною рослинністю встановлено, що занурена водяна рослинність, а також очерет звичайний найбільше накопичують політанти влітку. Зокрема, мідь та свинець найбільше акумулюються ряскою малою, цинк та кадмій – рдесником кучерявим.

Результати досліджень вмісту важких металів вищими водяними рослинами на Верхньому каналі показали, що лепешняк великий найбільше накопичує цинк в корінні та нижній частині стебла (до 14,45 мг/кг сухої ваги), найменше - в листі. Вміст міді, свинцю та кадмію незначний в порівнянні з цинком.

Стосовно рогозу широколистого, слід відзначити, що цинк, мідь, свинець та кадмій найбільше акумулюються корінням

Дослідження водяної рослинності Нижнього каналу показало найвищий вміст свинцю в корінні очерету та в нижній частині його стебла. Верхні частини рослини характеризується переважаючим вмістом цинку. Мідь виявлена в незначній кількості в корінні та нижній частині очерету.

Отже, в результаті дослідження ролі вищої водяної рослинності у штучній водній екосистемі як фактора очищення води від забруднення важкими металами можна стверджувати наступне:

- вища водяна рослинність штучних водойм акумулює важкі метали;
- ряска накопичує найбільше цинку; рдесник кучерявий – міді; нитчасті водорості – свинцю та кадмію; кушир в незначній кількості накопичує мідь, цинк та свинець;
- рослинність Верхнього каналу менш забруднена, ніж Нижнього;
- занурені рослини в порівнянні з повітряно-водними краще акумулюють важкі метали, що обумовлено широкою розгалуженою поверхнею їх контакту з водою, в якій містяться мікроелементи, що поглинаються рослинами.

Видами вищої водяної рослинності, які мають найбільшу акумулюючу здатність, слід вважати за даними дослідження *Lemna trisulca L.*, *Potamogeton crispus L.* та *Hydrocharis morsus-ranae L.* Вони характеризуються високою концентраційною здатністю по відношенню до цинку, міді та свинцю, стійкістю до політантів, а також поширеністю на різних ділянках каналів. Це дозволяє рекомендувати використання зазначених видів рослин для очищення води та поліпшення санітарно-екологічного стану водойм, зокрема, штучних, на урбанізованих територіях.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю.В. Алексеев. – Л.: Агропромиздат, 1997. – 142 с.

Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоёмов города Киева / С.А. Афанасьев // Весник екології. – 1996. - №1 – 2. – С. 112 – 118.

Методические указания по определению микроэлементов в почвах, кормах и растениях методом атомно-абсорбционной спектрометрии. – М. ЦИНАО, 1985. – 96с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін.; за ред. В.Д.Романенка.- К.: ЛОГОС, 2006.—408с.

Смирнова Н.Н. Экологофизиологические особенности корневой системы прибрежноводной растительности / Н.Н. Смирнова// Гидробиологический журнал.– 1990. –Т.26, №3.–С.60-69.

Тимонин А.К. Ботаника. Том Систематика высших растений. Книга 2. Учебник для студ. высш. учеб. заведений. Издательский центр "Академия", 2009. – 352 с.

Федоненко О.В. Оцінка рівня забруднення Запорізького водосховища важкими металами за допомогою макролітів/О.В.Федоненко, Є.В.Філіппова, Т.С.Шарамок // Науковий вісник Ужгородського університету, серія Біологія, випуск 24, 2008. – С. 100–103.

УДК 551.468.4 (477.74)

Ю.І. БОГАТОВА, О.В. КІРСАНОВА, Л.Ю. СЕКУНДЯК

ДУ Інститут морської біології НАН України,

Пушкінська 37, Одеса 65011, Україна

СУЧАСНИЙ ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ ДЕЯКИХ ЛИМАНІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

У північно-західному Причорномор'ї (ПЗП) знаходиться 21 лиман, що утворилися в результаті трансгресії моря і затоплення долин великих і малих річок більш ніж 10 тис. років тому. Лимани мають у своєму розпорядженні значний природно-ресурсний потенціал – туристичний, рекреаційний, високу рибопродуктивність, можливості для розвитку аквакультури. У 2012–2018 рр. з метою оцінки екологічного стану лиманів різних типів проводили їх гідрохімічний моніторинг: Тилігульського – з регульованим зв'язком з морем, Малею Аджаликського (Григорівського) – відкритого і Хаджибейського – закритого, що не має зв'язку з морем.

У воді і порових розчинах донних відкладень (вода в порових просторах ґрунтів) лиманів стандартними методами визначали: солоність, концентрацію розчиненого кисню і відсоток насичення ним води, вміст розчинених NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , $\text{N}_{\text{орг}}$, $\text{N}_{\text{заг}}$, $\text{P}_{\text{орг}}$, $\text{P}_{\text{заг}}$, Si, розчинені органічні речовини (РОР).

Гідрохімічний режим лиманів формується за дії природних (стік впадаючих річок, атмосферні опади і випаровування, теригенний стік з прилеглої території) та антропогенних чинників (надходження антропогенних стоків, трансформація берегової зони і прилеглих територій), пов'язаний із сезонним розвитком внутрішньоводоймних гідробіологічних процесів. Слід зазначити, що у всіх лиманах стік річок (Тилігул, Малий Аджалик, Малий Куяльник і Свинна в Хаджибейський лиман) зарегульований, береги і прилеглі території трансформовані, розорані і урбанізовані. Таке антропогенне втручання відбилося на водному балансі, гідрологічному і гідрохімічному режимах екосистем.

У Тилігульському лимані, одному з найбільших в ПЗП, зв'язок з морем здійснюється через штучний канал довжиною 3,3 км, що відкривався навесні і восени. В результаті замулення і зменшення пропускної здатності каналу, інтенсивного випаровування і зниження рівня води, починаючи з літа 2007 р в лимані відзначають зростання солоності до 26–28 ‰, розвиток евтрофікації, порушення балансу у вмісті азоту та фосфору – основних біогенних речовин (БР). Результати моніторингу показали значні відмінності в гідрохімічних умовах мілководної північної і глибоководної південної частин лиману. Так, концентрація фосфору в північній частині, куди впадає

річка Тилігул, вища, ніж у південній; для азоту спостерігається зворотна тенденція. Характерна особливість сучасних гідрохімічних умов лиману – надвисокі концентрації середніх значень – $P_{\text{мін}}$ (0,564 мг P/дм³), $P_{\text{орг}}$ (0,315 мг P/дм³), високі концентрації Si (2,5 мг/дм³), РОР (за показником окиснюваності води 7,5 мг O/дм³), $N_{\text{орг}}$ (3,02 мг N/дм³ складає до 90 % в загальному балансі азоту) і низький вміст $N_{\text{мін}}$ (0,036 мг N/дм³). Лиман – так звана «фосфорна водойма», в якій створення первинної продукції органічних речовин (ОР) автотрофами лімітується низькими концентраціями $N_{\text{мін}}$. Високий рівень $N_{\text{орг}}$ (максимальне значення 7,52 мг N/дм³) свідчить про домінування в його складі фракції з низькою швидкістю мінералізації, стійкої до біохімічного окиснення. Характерною особливістю лиману став щорічний розвиток влітку в південній глибоководній частині стратифікації водних мас і придонної гіпоксії. Донні відкладення лиману служать «депо» БР. Так, концентрації в порових розчинах донних відкладень мінеральних ($N_{\text{мін}}$ – 0,020 мг N/дм³, $P_{\text{мін}}$ – 0,77 мг P/дм³, Si – 6,45 мг/дм³) і органічних ($N_{\text{орг}}$ – 8,14 мг N/дм³, $P_{\text{орг}}$ – 1,34 мг P/дм³, РОР (за показником окиснюваності води – 28,15 мг O/дм³) речовин майже на порядок перевищують концентрації у воді. Іонний обмін на геохімічній межі «вода-донні відкладення» збагачує водну товщу лиману сполуками N і P, тобто призводить до посилення евтрофікації екосистеми. Розширення і поглиблення морського каналу призведе до збільшення надходження до лиману морської води, сприятиме його «промиванню» і розбавленню та вимиванню накопичених запасів речовин фосфору (Тучковенко, Богатова, Тучковенко, 2015).

Малий Аджалицький (Григорівський) лиман після розкриття пересипу в 1971 р. і будівництва судноплавного каналу довжиною понад 3 км, завглибшки до 20 м штучно перетворений в морську затоку. Днопоглиблення на більшій частині акваторії призвело до зростання глибин з 2,5 до 20 м і збільшення обсягу води майже в 3 рази – з 15 до 50 млн м³. На акваторії лиману розташовані причали Одеського припортового заводу, порту Південний, нафтотерміналу та інші, а його береги – урбанізована територія. Після перетворення лиману в морську затоку вплив вод морського узбережжя – трансформованих вод Дніпровсько-Бузької естуарної області, посилюється. Цьому сприяють морфологічні особливості лиману (орієнтація з півночі на південь), велика повторюваність вітрів, орієнтованих на його осі, проникнення по морському підхідному каналу водних мас з великою солоністю в вершинну частину. Результати моніторингу свідчать про стабільні гідрохімічні умови і збалансованість внутрішньоводоймних продукційно-деструкційних процесів. Рівень мінеральних і органічних речовин азоту ($N_{\text{мін}}$ – 0,034 мг N/дм³, $N_{\text{орг}}$ – 0,062 мг N/дм³) і фосфору ($P_{\text{мін}}$ – 0,034 мг P/дм³, $P_{\text{орг}}$ – 0,034 мг P/дм³), силіцію (2,32 мг/дм³), кисневий режим досить стабільні. Порові розчини донних відкладень лиману містять значні концентрації мінеральних ($N_{\text{мін}}$ – 0,380 мг N/дм³, $P_{\text{мін}}$ – 0,88 мг P/дм³, Si – 9,25 мг/дм³) і органічних ($N_{\text{орг}}$ – 5,90 мг N/дм³, $P_{\text{орг}}$ – 0,611 мг P/дм³, РОР (за показником окиснюваності води 26,64 мг O/дм³) речовин, а їх концентрації на порядок і більше перевищують вміст у воді і близькі до значень в порових розчинах донних відкладень Тилігульського лиману. Днопоглиблювальні роботи на акваторії лиману і морському узбережжі, будівництво нових причалів в його кутовій частині сприяють додатковому надходженню в екосистему БР та ОР з донних відкладень, створюють передумови для розвитку евтрофікації. В Малому Аджалицькому лимані розвиток продукційних процесів не лімітований, а на його мілководдях, завдяки прогріванню і швидкому рециклінгу органічних речовин в мінеральні, розвиток продукційних процесів відбувається цілий рік.

Хаджибейський лиман – закритий лиман ПЗП, рівень води якого знаходиться вище рівня моря і низинних територій Куяльницько-Хаджибейського пересипу. Морфометричні особливості лиману – довжина (40 км) значно перевищує ширину (0,8–3,5 км), збільшення глибини з півночі на південь у міру наближення до моря (середня

глибина близько 5,5 м, максимальна – 17 м), велика площа водозбору (близько 2,7 тис. км²), значний об'єм води (близько 750 млн м³) впливають на формування гідрохімічного режиму. Головний негативний фактор – надходження в південну частину комунально-побутових і промислових стоків міста Одеси зі станції біологічного очищення (СБО) «Північна». Раніше стік СБО надходив в лиман з кінця квітня до середини жовтня, але з 2016 р. надходить в лиман цілий рік. Проектна потужність СБО «Північна» становить 146 млн м³/рік. Це майже п'ята частина обсягу вод лиману і близько 70 % комунально-побутових стоків міста Одеси.

Результати моніторингу якості водного середовища влітку 2016–2017 рр. свідчать про значну просторову і вертикальну неоднорідність в концентрації основних БР. В лимані відзначали густинну стратифікацію водних мас, яка формується при повній гомогаліності (солоність води 4,99–5,24 ‰) за рахунок градієнту температури між поверхневим і придонним шарами. У поверхневому шарі розвивалися продукційні процеси (насичення води киснем в середньому становило близько 200 %). У придонному шарі відзначали аноксію і гіпоксію – насичення води О₂ змінювалося від 0 до 16 %. Формування гіпоксії було обумовлено накопиченням відмерлих органічних речовин фітопланктону і їхньою деструкцією в умовах стратифікації водних мас і послабленої гідродинаміки. Придонну гіпоксію в лимані відзначали і в 1970–1980 рр. (Журавлева, 1990). У воді лиману визначали високі концентрації БР. Наприклад, поблизу працюючого випуску СБО концентрації в поверхневому шарі становили: NH₄⁺ – 0,100 мг N/дм³, NO₂⁻ – 0,102 мг N/дм³, NO₃⁻ – 1,629 мг N/дм³, PO₄³⁻ – 0,229 мг P/дм³, в придонному шарі – NH₄⁺ – 0,772 мг N/дм³, NO₂⁻ – 0,100 мг N/дм³, PO₄³⁻ – 0,457 мг P/дм³. У міру віддалення від зони випуску СБО концентрації БР в поверхневому шарі помітно знижувалися, в придонному шарі цю тенденцію не спостерігали. На станціях з придонною гіпоксією вміст БР як у поверхневому, так і в придонному шарі був вищим, ніж поблизу випуску. Це пов'язано з швидкою деструкцією влітку відмерлих ОР (фітопланктон) і їхньою дифузією з донних відкладень, яка посилюється при гіпоксії. Донні відкладення лиману – чорні мули з запахом сірководню, в поровій воді яких відзначали надвисокі концентрації: NH₄⁺ – 0,776 мг N/дм³, PO₄³⁻ і P_{орг} – 1,450 мг P/дм³ і 1,732 мг P/дм³ відповідно.

Надходження в замкнуту систему лиману комунально-побутових стоків призводить до евтрофікації, створює умови для утворення гіперпродукції органічних речовин, деструкція яких в умовах зниженої гідродинаміки і густинної стратифікації призводить до гіпоксії і загибелі гідробіонтів. Слід також зазначити, що відповідно до (Романенко, 2001) води Хаджибейського лиману характеризується як забруднені і евтрофні.

Підводячи підсумки гідрохімічного моніторингу, слід зазначити наступне:

- у всіх розглянутих лиманах ПЗП зарегулювання стоку річок, антропогенна трансформація берегів і прилеглих до лиману територій, їх урбанізація порушили водний баланс, змінили гідрологічний і гідрохімічний режими екосистем;
- донні відкладення лиманів і їх порові розчини – «депо» мінеральних і органічних речовин, вихід яких у водну товщу сприяє евтрофікації;
- Тилігульський лиман – лиман з регульованим водообміном з морем, так звана «фосфорна водойма». У ньому рівень речовин азоту лімітує розвиток продукційних процесів. Посилення зв'язку з морем після реконструкції морського каналу буде сприяти його «промиванню», зменшенню концентрацій сполук фосфору, поліпшенню умов середовища;
- Григорівський лиман – штучний морська затока. Днопоглиблення в лимані і на його узмор'ї посилити водообмін з морем та стабілізували гідрохімічний режим;
- У закритому Хаджибейському лимані, куди цілорічно надходять недостатньо очищені комунальні стоки СБО, відбувається утворення гіперпродукції

органічних речовин, а в теплий період року – утворення придонної гіпоксії. З комунально-побутовими стоками екосистема отримує надмірну кількість фосфору, що викликає евтрофування екосистеми.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Журавлева Л.А., Александрова Н.Г. Гидрохимический режим. Лиманы Северного Причерноморья. – Киев: Наукова думка, 1990. – С. 29–69.

Романенко, В.Д., Жукинський В.М., Оксуюк О.П. та інш. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суши та естуаріїв України. – Київ, 2001. – 48 с.

Тучковенко Ю.С., Богатова Ю.И., Тучковенко О.А. Гидрохимический режим Тилигульського лимана в сучасний період // Вісник Одеського державного екологічного університету. – 2015. – №19 – С. 126–133.

УДК 556.047

Г.В. БОЛЬБОТ¹, В.В. ГРЕБІНЬ²

¹ Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України, Проспект Науки, 37, Київ 03650, Україна

² Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Проспект акад. Глушкова, 2а, Київ МСП - 680, Україна

АНАЛІЗ СУЧАСНИХ ТЕНДЕНЦІЙ У КОЛИВАННЯХ МІНІМАЛЬНОГО СТОКУ РІЧОК БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ

Водні об'єкти басейну річки Сіверський Донець є головним джерелом водопостачання Харківської, Луганської та Донецької областей (Ресурси..., 1967), економічний потенціал яких є одним з найважливіших факторів для стійкого розвитку України, а річка Сіверський Донець є головною складовою частиною біосфери регіону. В умовах сучасних кліматичних змін проблема забезпечення питною водою стоїть надзвичайно гостро. Східний регіон України характеризується високим рівнем розвитку промисловості, господарської діяльності та урбанізованості (Ухань, Осадчий, 2012). В той же час він є одним з регіонів з дефіцитом та низькою якістю прісної води.

Для дослідження було використано матеріали спостережень за мінімальним стоком зимового періоду та періоду відкритого русла (найменша витрата води за 1 добу) річок басейну Сіверського Дінця (32 гідрологічні пости) за період 1936–2017 рр. В ході дослідження було побудовано різницеві інтегральні криві для річок басейну та осереднені різницеві інтегральні криві мінімальних характеристик стоку на їх основі.

Для мінімальних витрат води зимового періоду та періоду відкритого русла виділено один повний цикл коливань водного режиму тривалістю 58–59 років. Маловодна фаза для річок басейну тривала 28-29 років (1948/1949 – 1977 рр.). Загалом на річках басейну Сіверського Дінця простежується вирівнювання коливань мінімальних витрат води з тенденцією до зменшення їх значень починаючи з 2008 року. Зміни стосуються як мінімальних витрат води зимового періоду, так і мінімальних витрат води періоду відкритого русла. Коливання мають синфазний характер. До 2008 року для обох характеристик мініимального стоку спостерігається тенденція до зростання, проте наявні деякі відмінності. В період 1983–2001 рр. для зимового періоду простежується певна стабілізація стоку в той час, як для періоду відкритого русла – стрімке зростання витрат води.

З початку наявних спостережень (друга половина 1940-х років) по 1976–1977 рр. тривала маловодна фаза, яка характеризувалась меншими значеннями мінімальних

витрат води відносно сучасного маловодного періоду (2009–2017 рр.). В результаті аналізу виявлено, що середній по басейну модуль стоку в період маловодної фази зріс від 0,41 до 0,54 для мінімального стоку періоду відкритого русла; для характеристик мінімального стоку зимового періоду - від 0,68 до 0,89. Як зазначалося вище, порівняно з маловодною фазою, виявленою на початку спостережень, на сучасному етапі значно зменшилась мінливість коливань мінімальних витрат води, що підтверджує і значення коефіцієнту варіації. Для характеристик мінімальних витрат періоду відкритого русла за маловодну фазу 1948-1976рр. показник C_v дорівнював 0,54, а за період 2008–2017 рр. – 0,13, тобто показник зменшився більш як в 4 рази. Мінливість коливань мінімального стоку зимового періоду більша за мінливість коливань періоду відкритого русла на сучасному етапі ($C_v = 0,18$), проте для першої виділеної нами маловодної фази коливань водності зимового періоду коефіцієнт варіації менше від періоду відкритого русла і дорівнює 0,28. Літньо-осіння межінь зазвичай нижче від зимової, яка переривається відлигами, результатом чого є зимові паводки.

Для виявлення впливу зарегульованості на мінливість коливань мінімальних витрат води періоду відкритого русла нами був проведений аналіз даних для зарегульованих гідрологічних постів в басейні Сіверського Дінця. Дослідження було виконано для таких пунктів спостережень: р. Сіверський Донець – смт Печеніги, р. Сіверський Донець – с. Яремівка, р. Сіверський Донець – м. Зміїв, р. Сіверський Донець – м. Лисичанськ, р. Сіверський Донець – с. Стародубівка, р. Сіверський Донець – с. Кружилівка, р. Кривий Торець – с. Олексієво-Дружківка, р. Бахмут – м. Сіверськ, р. Бахмут – м. Бахмут (Артемівськ), р. Вільхова – м. Луганськ, р. Деркул – смт Біловодськ, р. Харків – с. Циркуни, р. Сіверський Донець – м. Чугуїв, р. Оскіл – Червонооскільська ГЕС. Наведені вище річки є істотно зарегульованими, на їх гідрологічний режим значною мірою впливають Печенізьке та Червонооскільське водосховища, а також антропогенне навантаження, спричинене розташуванням на них великих міст (м. Зміїв, м. Лисичанськ, м. Луганськ та ін.).

Було побудовано осереднені різницеві інтегральні криві по басейну Сіверського Дінця з урахуванням характеристик мінімальних витрат води періоду відкритого русла для зарегульованих створів спостережень. Отримані в процесі дослідження криві дали змогу виявити збільшення модуля стоку за останню маловодну фазу (середній по басейну модуль стоку дорівнює 0,70) та збільшення варіації ряду ($C_v=0,14$), порівняно з отриманими раніше осередненими кривими по басейну р. Сіверський Донець. Додані до розрахунків річки мають значну площу водозбору та характеризуються вищими значеннями стокових характеристик, тому річки басейну відрізняються істотною мінливістю коливань витрат води, саме з цим і пов'язані виявлені вищенаведені відмінності. Проте, побудовані суміщені графіки осереднених різницевоїх інтегральних кривих річок басейну Сіверського Дінця для істотно зарегульованих та незарегульованих річок свідчать про синхронність коливань мінімальних витрат води періоду відкритого русла. Для характеристик мінімальних витрат води зимового періоду подібне дослідження не було проведене через порушення природного льодового режиму зарегульованих річок.

Отже, можемо зробити висновок, що тенденції багаторічних коливань характеристик мінімальних витрат води зазнали суттєвих змін. Сучасні коливання мінімальних витрат води зимового періоду та періоду відкритого русла характеризуються меншою мінливістю. З 2008 р. характеристики мінімального стоку мають тенденцію до зменшення, проте абсолютні значення характеристик мінімального стоку є більшими від аналогічних характеристик попередньої маловодної фази (1940–1970-х років). Особливо відчутне зростання спостерігається для мінімальних витрат води зимового періоду що безпосередньо є наслідком впливу сучасних кліматичних змін та антропогенного навантаження. Проведений аналіз може бути використаний для раціонального управління водними ресурсами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Ресурсы поверхностных вод СССР: Том 6. Украина и Молдавия. Выпуск 3. Бассейн Северского Донца и рек Приазовья. / Под ред. М.С. Каганера. Л.: Гидрометеоздат. – 1967. – 492 с.

Ухань, О.О., Осадчий, В.І. Вплив природних та антропогенних чинників на формування режиму біогенних елементів у поверхневих водах басейну Сіверського Дінця // Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту: Зб. наук. пр. – 2012. – Вип. 261. – С. 163–178.

УДК528.854: 282.247.32

В.І. ВИШНЕВСЬКИЙ, С.А. ШЕВЧУК

Інститут водних проблем і меліорації НААН,
Васильківська 37, Київ 03022, Україна

ВИКОРИСТАННЯ ДАНИХ ДИСТАНЦІЙНОГО ЗОНДУВАННЯ ЗЕМЛІ У ДОСЛІДЖЕННЯХ ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОХОВИЩ

Каскад дніпровських водосховищ – великий і складний об’єкт дослідження, до якого прикута увага багатьох учених. Істотний прогрес у з’ясуванні їх стану можна досягти, спираючись на дані дистанційного зондування Землі. З відповідних даних, які перебувають у вільному доступі, у дослідженнях використано результати знімання земної/водної поверхні супутниками серій Landsat, Sentinel, а також Aqua і Terra.

Одним із питань, якому приділено значну увагу, є розміри водосховищ, зокрема, їх площа. Про складність цього питання свідчить той факт, що за півстоліття існування водосховищ, їх площа ніколи не уточнювалася. Для її встановлення використано знімки супутника Landsat 8, до яких висувалися три основні вимоги: висока якість, знімання в умовах невеликого розвитку водної та повітряно-водної рослинності, а також за умов порівняно невеликих витрат води. За результатами досліджень встановлено, що сучасна площа дніпровських водосховищ істотно менша за проектну і становить відповідно: Київського – 824, Канівського – 514, Кременчуцького – 2090, Кам’янського – 526, Дніпровського – 300, Каховського – 2131 км² (Вишневський, Шевчук, 2018). Насправді і ці дані не можна вважати остаточними. Особливо це стосується Київського водосховища, яке замулюється і заростає найшвидше.

Окрім берегової смуги, процес заростання, зокрема рослинністю з плаваючим листям, поширюється і на відкриту акваторію. Характерним її представником є водяний горіх, який займає найбільшу площу у Київському та Канівському водосховищах. Площа, що ним зайнята у цих водосховищах, становить близько 40 і 20–25 км².

Складним явищем, яке залежить від якості води і водночас на неї впливає, є “цвітіння” води. З використанням даних дистанційного зондування Землі встановлено, що найбільший розвиток водоростей властивий для Кременчуцького водосховища, найменший – для Київського. Розвитку водоростей у Київському водосховищі, передусім в його північній частині, перешкоджають велика концентрація гумусових речовин, яка зумовлює значну кольоровість, а також доволі велика каламутність і водночас порівняно невисока температура води.

Протягом останніх 2013–2019 рр. найменший розвиток водоростей спостерігався в 2013 р., що було спричинено доволі великим стоком Дніпра. Крім того, на розвиток “цвітіння” негативно вплинула значна хмарність у другій половині літа, коли розвиток водоростей звичайно найбільший. Найбільшим було “цвітіння” у 2015–2016 рр., які виділялися невеликою водністю і водночас незначною кольоровістю води.

Спираючись на супутникові знімки, встановлено дати початку інтенсивного

“цвітіння” води та максимального розвитку водоростей. Звичайно цей максимум спостерігається в серпні за умов настання теплої, а головне сонячної погоди. За сприятливих умов лише протягом доби вигляд водної поверхні може істотно змінитися. Значні зміни рівня “цвітіння” не можуть бути спричинені змінами температури води, адже у великих водоймах вони не бувають різкими (Вишневецький, 2019).

Істотний вплив на розподіл водоростей по акваторії водосховищ має вітер, який здатен зміщувати зону з найбільшим “цвітінням” у будь-який бік. Переважання у липні–серпні над Кременчуцьким і Кам’янським водосховищами північно-східного вітру зумовлює те, що більшим є розвиток водоростей біля їх правого південно-західного берега.

Важливим чинником, що впливає на екологічний стан водосховищ, є температура води. Тенденція підвищення температури повітря, яка спостерігається в останні десятиліття, супроводжується виразною тенденцією підвищення температури води. За даними регулярних спостережень на Канівському водосховищі в Києві, температура води в теплий період упродовж 1977–2019 рр. підвищилася на 2,0–3,0 °С. Подібне підвищення спостерігається і на інших водосховищах.

Використання даних дистанційного зондування Землі дало змогу встановити просторово-часові закономірності температури води у водосховищах. У Київському водосховищі, що витягнуто з півночі на південь, найвища температура звичайно спостерігається в його пригребельній частині. Проте у травні, коли відбувається підвищення температури води, вона тепліша в зоні виклинювання. На температурний режим інших водосховищ, починаючи з Канівського, істотно впливає робота ГЕС, розташованих вище за течією. У травні–серпні найнижчою є температура води у нижніх б’єфах ГЕС. Нерівномірність роботи ГЕС протягом доби спричинює чергування вниз за течією ділянок з вищою і нижчою температурою води. У холодну пору року температурні особливості нівелюються. Водночас помітнішим стає вплив скидів ТЕС і деяких інших підприємств. До їх числа належить і Бортницька станція аерації.

Значний вплив на розподіл температури води у водосховищах має вітер. Внаслідок його дії відмінність у температурі води в окремо взятих водосховищах може сягати 5–6 °С. Переважання влітку над Кременчуцьким і Кам’янським водосховищами північно-східного вітру зумовлює те, що температура води біля південно-західного берега вища, ніж біля північно-східного.

Близьким питанням, яке стосується термічного режиму водосховищ, є поширення льодових явищ. У більшості водосховищ, за винятком Київського і Каховського, найперше замерзає їх центральна частина. Замерзанню акваторії, що розташована вище за течією, перешкоджає робота розташованих вище ГЕС. Швидкому замерзанню прилеглої до греблі глибоководної частини водосховищ перешкоджають значні теплозапаси водної маси, а також вітрові хвилі.

У нижніх б’єфах ГЕС звичайно утворюються ополонки, довжина яких змінюється від менш ніж 1 км у холодні зими до 20–50 км у теплі. З настанням холодів крига в Київському водосховищі починає утворюватися в його північній частині поблизу місця впадіння Дніпра. Навесні крига найраніше зникає в західній частині цього водосховища, чому сприяє стік річок, що сюди впадають. Тривалість льодоставу у Канівському водосховищі, порівняно з Київським, істотно менше. Це зумовлено його південнішим розташуванням, впливом Київської ГЕС, а також скидами м. Києва і Трипільської ТЕС. Найдовше крига зберігається в південно-східній частині цього водосховища. Цікавою особливістю Кременчуцького водосховища є те, що крижаний покрив у ньому звичайно зникає найпізніше. У Кам’янському водосховищі часто утворюються скупчення криги в його звужених місцях. У Дніпровському водосховищі найбільша тривалість льодоставу властива для Самарської затоки. На крижаний покрив верхньої частини цього водосховища, крім роботи Середньодніпровської ГЕС, помітно

впливають скиди промислових підприємств міст Кам'янське та Дніпро. Найменшим у цілому є поширення криги в Каховському водосховищі, що має найпівденніше розташування. Особливо це стосується прилеглої до греблі південно-західної частини цього водосховища.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Вишневецький В.І. Просторово-часова мінливість “цвітіння” води у дніпровських водосховищах // Український журнал дистанційного зондування Землі. – 2019. – № 20. – С. 18–27.

Вишневецький В.І., Шевчук С.А. Використання даних дистанційного зондування Землі у дослідженнях водних об'єктів України. – К.: Інтерпрес ЛТД, 2018. – 116 с.

УДК: [577.34 : (581.526.3 : 574.63)] (285)

Х.Д. Ганжа¹, Д.Д. Ганжа², А.Б. Назаров³, Б.М. Сплошной³

¹Інститут гідробіології НАН України,

Просп. Героїв Сталінграду, 12, Київ 04210, Україна

²Івано-Франківське відділення Українського географічного товариства,

вул. Галицька, 201, Івано-Франківськ 76000, Україна

³Державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр» ДАЗВ України,

вул. Шкільна, 2, Чорнобиль 07270, Україна

ЗМІНИ ОБ'ЄМУ ЛИСТКІВ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО В УМОВАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Під впливом хронічного радіаційного опромінювання від інкорпорованого ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs настають зміни листків очерету звичайного *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud на мікроскопічному та макроскопічному рівні. Особливо помітні зміни відбуваються на макроскопічному рівні через зменшення товщини жилок і зміни форми листків. (Ганжа, 2011; Ганжа та ін., 2015). Застосування в якості біологічного індикатора макроморфологічних параметрів листків рослин дозволяє оперативної та з найменшими затратами оцінювати якість довкілля в умовах радіаційного ураження водних екосистем. Метою цього дослідження є морфометрична оцінка умовного об'єму листків очерету звичайного в умовах хронічного радіаційного опромінення.

Дослідження проведено в 2012-2017 роках, на шести водоймах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ). З червня по серпень відбирали не менше 30 листків очерету звичайного у кожній точці спостережень. Відібрані листки очерету піддавали морфометричним вимірюванням та радіоспектрометричному аналізу.

У зразках очерету виконано аналіз питомої активності ⁹⁰Sr й ¹³⁷Cs із застосуванням спектрометру енергії бета-випромінювання СЕБ 01-150 та гамма-спектрометру із аналізатором Nokia LP 4900 В та Ge-детектором. Межа основної статистичної похибки аналізу радіонуклідів не перевищувала 20%

За результатами вимірювання обчислювали дозу внутрішнього опромінення від інкорпорованих радіонуклідів (Handbook, 2003). У зібраних листків очерету звичайного в на рівні напівдовжини листка цифровим штангенциркулем вимірювали товщину листової платівки зліва і справа від центральної жилки. Зібрані листки очерету сканували та вимірювали площу листків по їх цифрових зображеннях з застосуванням програмного прикладення ImageJ 1.47h. Умовний об'єм листових платівок обчислювали як добуток від множення площі на середню товщину листка.

Статистичний аналіз результатів вимірювань проводили за допомогою програмного додатку Past 3.19. (Hammer et al., 2001). Для попарної статистичної оцінки

отриманих вибірок даних були застосовані коефіцієнт кореляції Спірмена (r_s), тест Колмогорова-Смірнова (K_s), та асоціація пар аналізованих зразків за допомогою порівняльного тесту медіани (MW). Статистичний аналіз проводився за методом Монте-Карло.

При проведенні кореляційного аналізу за методом Спірмена обчислювали коефіцієнт кореляції та його критичне значення. Коефіцієнт кореляції вважався достовірним якщо його критичне значення не перевищувало 0,5. Тест Колмогорова-Смірнова застосовується для порівняння двох одновимірних масивів даних. Нульовою гіпотезою є: дві вибірки взяті з популяцій з рівним розподілом. Гіпотеза відкидається, якщо значення статистики D більше критичного p (0,05).

Тест Манна-Вітні використовували для порівняння медіан двох незалежних вибірок даних. Це тест не передбачає нормального розподілу, але припускає рівномірну форму розподілу в обох групах. Нульова гіпотеза: Дві вибірки взяті з популяцій з рівними медіанами, якщо $p > 0,5$.

За результатами проведених спостережень встановлено, що дозове навантаження від інкорпорованого у листках очерету ^{90}Sr , в місцях спостережень змінюється по роках наступним чином: у 2012 р. середнє значення дози складало 0,024 мкГр/год, при коефіцієнті варіації $v=140\%$; у 2013 р. – 0,056 мкГр/год, при $v=90\%$; у 2017 р. – 0,13 мкГр/год, при $v=120\%$. Дозове навантаження від інкорпорованого у листках ^{137}Cs складало: у 2012 р. – 0,072 мкГр/год, при $v=110\%$; у 2013 р. – 0,32 мкГр/год, при $v=120\%$; у 2017 р. – 0,61 мкГр/год, при $v=110\%$.

Мінімальні значення дозового навантаження, яке можна прийняти за місцевий фон спостерігаються в очеретах відібраних в створі р. Прип'ять в районі м. Чорнобиль. Максимальні значення в екосистемах озер Глибоке та Далеке

За результатами проведених спостережень встановлено, що умовний об'єм листків очерету, змінюється по роках наступним чином: у 2012 р. – 1240 мм³, при коефіцієнті варіації $v=10\%$; у 2013 р – 910 мм³ при $v=30\%$; у 2017 р. – 1270 мм³ при $v=20\%$.

На відміну від значного діапазону дозових навантажень листків очерету, їх морфологічна реакція змінюється на порядок у вужчих межах, про що свідчать коефіцієнти варіації порівнюваних параметрів. Незначне порівняно з дозою коливання умовного об'єму листків є результатом адаптивної реакції рослин до опромінювання.

Встановлено тісний кореляційний зв'язок накопичення питомої активності радіонуклідів листками очерету в місцях спостереження в різні роки, зі значеннями $r_s > 0,85$ та достовірними значеннями p .

Встановлено зворотній кореляційний зв'язок між дозовим навантаженням листків очерету та їх умовним об'ємом. За результатами спостережень 2012 р. значення r_s між дозою та умовним об'ємом листків складає -0,42 при $p=0,35$; у 2013 – -0,54 при $p=0,24$; у 2017 р. – -0,54 при $p=0,24$ аналогічно. Спостерігається достовірне зменшення об'єму листків очерету звичайного по мірі збільшення дозового навантаження від інкорпорованого ^{137}Cs , подібного зв'язку із ^{90}Sr не знайдено.

Попарний аналіз вибірок даних умовного об'єму листків очерету за різні роки проведений за критерієм Колмогорова-Смірнова показав, що значення D завжди перевищує критичне значення p (0,05). На підставі цього результату нульова гіпотеза про те, що вибірки умовних об'ємів листків відібрані за різні роки належать до одної генеральної сукупності, відкидається.

За результатами порівняльного тесту медіан даних умовного об'єму листків відібраних за різні роки нульова гіпотеза відкидається, тобто встановлено що вибірки різних років мають різні медіани і не належать до одної генеральної сукупності за цією ознакою.

Таким чином встановлено, що макроморфологічний параметр - умовний об'єм листків очерету звичайного, може бути застосований для оцінки якості довкілля в умовах радіонуклідного забруднення водних екосистем.

Чутливість досліджуваного макроморфологічного тесту може послаблюватись через адаптивну реакцію рослин, антагонізм мінерального живлення рослин щодо ефектів опромінювання, та коливання погоди у різні роки, відповідно коливань умов вегетації рослин очерету.

З огляду на різноманітні фактори, які можуть вносити несистематичну невизначеність в результати біоіндикації за допомогою названого макроморфологічного параметру виникає потреба збільшення розміру вибірок досліджуваних листків, оцінка дози за рахунок радіонуклідів вимірних безпосередньо у проаналізованих за макроморфологічною ознакою листках, та відбору проб завжди в один строк вегетаційного періоду. Перевагою досліджуваного макроморфологічного тесту є простота у виконанні, малозатратність, та відносна експресність виконання.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Ганжа Д., Назаров О. Вплив хронічного радіаційного опромінення на жилкування та розташування проростків у листках *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – Львів: Львівський національний університет імені Івана Франка, 2015. – № 69. – С. 119–128.

Ганжа Д. Морфологічна реакція листків тополі в різних умовах урботехногенного навантаження / IV Міжнародна наукова конференція "Фізичні методи в екології, біології та медицині", 15–18 вересня, 2011 р., Львів-Шацьк. – С. 94–96.

Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Ed. by J. Brown, P. Strand, Al. Hosseini. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003.

УДК [597.2/.5:591.471.3]:539.16 (477.41/.42)

Х.Д. ГАНЖА, Д.І. ГУДКОВ, І.І. АБРАМ'ЮК, О.Є. КАГЛЯН

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ПОРУШЕННЯ СТРУКТУРИ СКЕЛЕТУ МОЛОДІ РИБ З ОЗЕР ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Показники різноманітності та частоти морфологічних аномалій в розвитку риб є своєрідною відповіддю на дію як генетичних факторів, так і факторів зовнішнього середовища. Порушення скелету є однією з проблем, які виникають упродовж онтогенезу риб, і можуть впливати на морфологічні показники, темпи росу і, нарешті, на виживання особин (Bogutskaya, 2011; Yablokov, 2017). Хоча спонтанні аномалії скелету присутні у природних популяціях риб, вони є відносно рідкісними. Висока частота відмінних за складністю аномалій, які здійснюють різний за ступенем вплив на життєздатність риб, може бути викликана різними зовнішніми та внутрішніми чинниками. При цьому, частота виникнення скелетних деформацій може бути використана для оцінки та моніторингу негативного впливу на організм риби на початкових стадіях розвитку. Дослідження, присвячені діагностиці морфологічних аномалій, а також оцінці їх різноманітності та частоти у молоді риб в радіаційно-забруднених водоймах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) виконуються вперше.

Метою роботи було виявлення та вивчення якісних та кількісних характеристик основних форм аномалій розвитку скелету молоді риб з найбільш забруднених озер ЧЗВ.

Дослідження проводили в озерах Глибоке та Азбучин, які розташовані на території північно-західного радіоактивного сліду, який утворився внаслідок аварії на

Чорнобильської АЕС (ЧАЕС) у 1986 р. Оз. Глибоке розташоване на території лівобережної заплави р. Прип'ять на відстані 7 км від ЧАЕС, оз. Азбучин являє собою водойму складної форми, розташовану на території правобережної заплави р. Прип'яти на відстані 2 км на північний схід від ЧАЕС (Кузьменко та ін., 2010). Референтною водоймою слугувало оз. Підбірна (околиці м. Київ) з фоновими рівнями радіонуклідного забруднення. Озеро являє собою витягнуту вздовж р. Дніпра довгу вузьку водойму, оточену з усіх боків дачними ділянками. Досліджували вибірки гірчака європейського *Rhodeus amarus* з озер Підбірна та Глибоке і вівсянки *Leucaspius delineatus* з озер Підбірна та Азбучин. Вибірki молоді риб були представлені особинами D₂, G, та F стадій.

Після відлову молодь досліджуваних видів риб фіксували 4% розчином формальдегіду. Риб, відібраних для досліджень, відмивали від фіксатора у проточній воді. Знебарвлення проводили у 3% розчині H₂O₂ з додаванням декількох крапель аміаку протягом 1–2 діб. Після знебарвлення тканин риб промивали дистильованою водою та переносили у чистий 3% водний розчин КОН на 10–15 діб. Строк витримання у КОН визначали дослідним шляхом для різного розміру риб. Фарбування скелета проводили алізариним червоним за модифікованою методикою Т. Potthoff (1984). Для фарбування скелету риб переносили у свіжий розчин 3% КОН з додаванням 1–2 мл концентрованого розчину алізарина S і витримували впродовж 1–2 діб. З фарбуючого розчину риб переносили спочатку на декілька годин в чистий КОН, а потім у 50% гліцерин на 1–2 доби. У подальшому риб витримували по декілька днів у 75% і 90% розчинах гліцерину до повного їх просвітлення. Гліцерин розбавляли 3% розчином КОН. Просвітлені пофарбовані екземпляри зберігали у 99% гліцерині з додаванням декількох кристалів тимоли.

Основне дозове навантаження на риб у водоймах ЧЗВ формується переважно за рахунок ⁹⁰Sr та ¹³⁷Cs, які депоновані у донних відкладах, а також містяться у водному середовищі та тканинах риб. Потужність поглиненої дози йонізуючого випромінювання для мирних видів риб оз. Глибоке в середньому становила 26 мкГр/год, а в оз. Азбучин – 28 мкГр/год (Каглян та ін., 2019). У водоймах з фоновими рівнями радіонуклідного забруднення потужність поглиненої дози не перевищувала 0,07 мкГр/год.

Серед спостережених аномалій у молоді риб з досліджених водойм, спостережено переважання порушень будови елементів хвостового та черевного відділів. Були знайдені такі аномалії, як додаткові промені невральних та гемальних дуг, зрощування хребців, деформації останнього хребця хвостового відділу, а також деформації ребер. Зареєстровані також поодинокі випадки недорозвинутих, потовщених або зміщених невральних та гемальних дуг та потроєння невральної дуги.

У досліджуваних екземплярах молоді *Rhodeus amarus* з оз. Підбірна не було виявлено суттєво виражених аномалій скелета. Було знайдено 4 екземпляри зі зрощеними хребцями, а також, особини з додатковими променями невральної дуги (8%), деформаціями променів в останньому хребці хвостового відділу (10%) та деформаціями ребер (20%). При дослідженні молоді риб з оз. Глибоке у ЧЗВ переважали такі аномалії, як деформації ребер практично у 90% досліджених екземплярів, деформації останнього хребця хвостового відділу (44%) та додаткові промені невральної дуги (36%)

У молоді риб *Leucaspius delineatus* з оз. Підбірна були знайдені аномалії у менше ніж 15% особин. У риб з оз. Азбучин ЧЗВ переважали такі аномалії, як деформації ребер (87%), деформації останнього хребця хвостового відділу (36%) та додаткові промені невральної (31%) та гемальної (10%) дуг, а також були відмічені значні деформації гемальних дуг (18%).

В результаті проведених досліджень було діагностовано дев'ять типів аномалій локалізованих у двох відділах скелету. Індивідуальний спектр аномалій не перевищував чотирьох аномалій на особину.

Отримані результати показали, що у водоймах з фоновими рівнями радіонуклідного забруднення кількість аномалій в скелеті молоді риб не перевищувала 40%. В умовах водойм ЧЗВ прояв деяких аномалій досягав 90%.

Причинно-наслідковий зв'язок конкретного виду аномалій і причин його виникнення на даному етапі залишається відкритим питанням у зв'язку з різноманіттям потенційних чинників впливу і недостатньою вивченістю механізмів формування різноманітних форм відхилень розвитку.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Каглян А. Е., Гудков Д. И., Киреев С. И., Юрчук Л. П., Гупало Е. А. Рыбы Чернобыльской зоны отчуждения: современный уровень радионуклидного загрязнения и дозовые нагрузки // Гідробіол. журн. – 2019. – 55, № 3. – С. 86–105.

Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. – К.: Наукова думка, 2010. – 262 с.

Bogutskaya N.G., Zuykov M.A., Naseka A.M., Anderson E.B. Normal axial skeleton structure in common roach *Rutilus rutilus* (Actinopterygii: Cyprinidae) and malformations due to radiation contamination in the area of the Mayak (Chelabinsk Province, Russia) nuclear plant // J. Fish Biol. – 2011. – V. 79. – P. 991–1016.

Potthoff T. Clearing and staining techniques. Ontogeny and Systematics of Fishes. Allen // Press Lawrence, American Society of Ichthyologists and Herpetologists. – 1984. – P. 35–37.

Yablokov N.O. Skeletal anomalies in juveniles of Siberian grayling *Thymallus arcticus* (Pallas, 1776) from the Mana River (Middle Yenisei River system) under artificial and natural reproduction // J. Sib. Fed. Univ. Biol. – 2017, V. 10, № 3. – P. 343–357.

УДК 581.526.325(262.5.05)

О.Ю. ГОНЧАРОВ, А.С. ТІТЯПКИН

Український науковий центр екології моря,
Французький бульвар, 89, Одеса 65009, Україна

ВПЛИВ КОЛИВАНЬ РІЧКОВОГО СТОКУ НА РОЗПОДІЛ ХЛОРОФІЛУ В ГИРЛОВИХ РАЙОНАХ ЧОРНОГО МОРЯ

Річковий стік Чорного моря формує його продуктивність завдяки збагаченню води біогенними сполуками, а також завдяки виносу у море розчиненої органічної речовини, детриту та живих організмів. Найбільші річки Чорного моря – Дунай, Дністер, Дніпро та Південний Буг впадають в Чорне море в його північно-західній частині на українському шельфі. Зона впливу Дунаю частково також належить до території Румунії.

Коливання річкового стоку безпосередньо впливають на розподіл гідрофізичних, гідрохімічних та гідробіологічних параметрів в північно-західній частині Чорного моря (Гаркавая и др., 2006; Goncharov, 2017).

Одним з найважливіших показників біологічної продуктивності водних екосистем є вміст хлорофілу «а». Сучасні супутникові спостереження дозволяють з високою роздільною здатністю у часі та просторі отримувати дані щодо вмісту хлорофілу в поверхневому шарі водойм.

Для дослідження мінливості хлорофілу в акваторіях Чорного моря, прилеглих до місць впадіння річок, ми використали супутникові дані AQUA MODIS з часовим кроком в один місяць і просторовою роздільною здатністю 4 км за період 2003-2018 рр.

Щоб охарактеризувати «водність» річок і визначити конкретний діапазон стоку,

який відповідає багатоводному, середньоводному або маловодному року, ми провели статистичний аналіз наявних даних по стоку Дніпра, Дністра та Дунаю за 200, 140 та 100 років відповідно. Середню частину даних між 25-м і 75-м процентилями ми визначили як середній діапазон стоку (середньоводний). Значення вище і нижче цього діапазону відносяться до багатоводного та маловодного відповідно.

За результатами аналізу більше 300 тис. величин концентрації хлорофілу «а», встановлено, що в усіх гирлових районах максимальні концентрації хлорофілу, а також зона його розповсюдження максимальні навесні в усі періоди водності, мінімальні – взимку. Влітку концентрації дещо вищі, ніж восени. Слід сказати, що це відрізняє морські екосистеми від лиманних. Річки Дніпро з П. Бугом, а також Дністер утворюють напівзамкнені естуарні системи (лимани). В цих лиманах максимальні концентрації припадають на літо (Goncharov et al., 2018; Гончаров, Титяпкин, 2019). Весняні концентрації та широка зона їх розповсюдження в морі відповідають розподілу річного річкового стоку, який має максимум навесні.

Міжрічні коливання величин стоку річок також впливають на концентрації та розподіл хлорофілу в морі. Взимку і навесні концентрації хлорофілу в зоні впливу лиманних річок мають позитивну залежність від величину стоку. В зоні впливу Дністра і Дунаю така тенденція спостерігається також влітку. В усіх інших випадках максимальні концентрації спостерігаються в середньоводний період. Така ситуація може пояснюватись існуванням певної оптимальної величини водообміну, який є оптимальним для формування первинної продукції в водній екосистемі (Гончаров, 2005), а також тим, що збільшення стоку річок в північно-західній частині Чорного моря не призводить до відповідного збільшення концентрацій біогенних речовин, а навпаки навіть викликає їх зменшення (Goncharov, 2017).

Зона розповсюдження полів хлорофілу в гирлових частинах моря відповідає величині стоку річок. Найменша – навколо впадіння Дністра, найбільша – навколо Дунаю. Найбільш високі концентрації хлорофілу зафіксовані в зоні впливу Дніпра. Це очевидно пояснюється тим, що лиманна екосистема є своєрідним реактором біологічних процесів, і взагалі в Дніпровсько-Бузькому лимані найвищі концентрації хлорофілу – до 90 мкг/л (Гончаров, Титяпкин, 2019). Продукований в лимані хлорофіл виноситься в море і збагачує його води. Ця трансформована вода досягає Одеської затоки і певною мірою маскує локальний вплив від очисних споруд (Гончаров, 2001; Гончаров, 2019) та іншого антропогенного навантаження. Річка Дунай при впадінні в море має іншу морфологію (дельту), тому створення хлорофілу починається переважно в морі, концентрації хлорофілу тут на є екстремально високими (зазвичай до 20 мкг/л), але зона їх розповсюдження – доволі широка.

Таким чином, можна констатувати, що коливання річкового стоку в Чорному морі, є значним фактором формування продуктивності морської екосистеми. Сезонні риси, а також міжрічна динаміка залежить від типу естуарної системи. Розповсюдження зони впливу річки на розподіл хлорофілу залежить від величини стоку річки.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Гаркавая Г. П., Гончаров, А. Ю., Богатова, Ю. И. Районирование шельфа по гидролого-гидрохимическим параметрам / Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. – Киев: Наукова думка, 2006. – С. 53-86.

Гаркавая Г. П., Богатова, Ю. И., Гончаров, А. Ю. Гидрохимические исследования: Северо-западная часть Черного моря / Северо-западная часть Черного моря: биология и экология. – Киев: Наукова думка, 2006. – С. 59-82.

Гончаров, О. Ю. Антропогенный вплив станції біологічної очистки «Північна» на Одеську затоку і Хаджибейський лиман в сучасний період // Всеукр. наук. конф. «Євроінтеграція екологічної політики України»: Тез. доп., – Одеса, 2019. – С. 98–102.

Гончаров А. Ю. Гидрохимический режим и первичная продукция фитопланктона в районе аварийного выпуска сточных вод в Одесском заливе // Экология моря. – 2001. – 58. – С. 64-69.

Гончаров А. Ю., Титяпкин, А. С. Вариабельность стока крупных рек как фактор формирования полей хлорофилла в полузакнутых эстуариях Черного моря // Всеукр. наук. конф. «Річки та лимани Причорномор'я на початку ХХІ сторіччя»: Тез. доп., – Одеса, 2019.

Гончаров А. Ю. Связь морфометрических параметров и внешнего водообмена с первичной продукцией в водоёмах северо-западного Причерноморья // Экология моря. – 2005. – 68. – С. 31–36.

Goncharov O. Yu. Variation of rivers runoff as an important factor of nutrient regime of the Black Sea // Intern. Conf «Transboundary Dniester River Basin Management: Platform For Cooperation And Current Challenges»: Proceedings of Conf., – Tiraspol, Eco-Tiras, – 2017. –P. 62–64.

Goncharov O. Y., Ukrainskiy V. V, Tityapkin A. S. Influence of Dniester River runoff on dynamics of chlorophyll in the Dniester Estuary and adjacent sea area // Intern. Conf «Biodiversity and Factors Influencing the Dniester River Basin Ecosystems»: Proceedings of Conf., – Tiraspol, Eco-Tiras, – 2018. – P. 57–61.

УДК [574.64:556.114:551.312] (477-25)

М.Т. ГОНЧАРОВА¹, Л.С. КІПНІС¹, І.М. КОНОВЕЦЬ¹, І.М. НЕЗБРИЦЬКА¹,
М.М. ЯРОВИЙ²

¹Інститут гідробіології НАН України,

Просп. Героїв Сталінграда 12, м. Київ 04210, Україна

²ТОВ «РІАЛЬТО»,

вул. Академіка Туполева 17, Київ 04128, Україна

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА ДОННИХ ВІДКЛАДІВ КАСКАДУ ОЗЕР ОПЕЧЕНЬ (М. КИЇВ) НА ОСНОВІ ТОКСИКОЛОГІЧНИХ ТА ГІДРОХІМІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Однією з істотних екологічних проблем урбанізованих територій є забруднення водних об'єктів. У м. Київ одним з найбільших каскадів озер за водозбірною площею та площею водного дзеркала є система озер Опечень, розташована на правобережній заплаві Дніпра в районі середньої ділянки течії річки Почайна. Вони утворилися в результаті робіт по наміву території житлового масиву Оболонь. До басейну водозбору системи озер Опечень входить р. Сирець, що впадає в озеро Кирилівське, має значний вплив на формування якості води в ньому та є однією з найдовших малих річок правобережної частини Києва. Загальна довжина озер системи Опечень складає 7,13 км. Площа водозбору озерної системи складає 54,9 км², загальна площа водного дзеркала водойм у межах – 73 га, об'єм водної маси – 4,2 млн. м³.

До водойм системи Опечень входить сім озер (перелік наведений за напрямком стоку води з півночі на південь і далі на схід): Мінське, Лугове (інша назва Опечень-5), Пташине (Лугове-2), Богатирське (Андріївське або Пожарка), Кирилівське (Верхнє), Йорданське (Нижнє), Вовкувате (затока Вовкувата). Водойми з'єднані між собою системою водоперепускних труб-колекторів і являють собою систему озер, що послідовно перетікають одне в одне і впадають в Канівське водосховище. За рівнів води водосховища вищих, ніж на вхідному порозі колектора, дніпровська вода заходить до затоки. При зниженні рівнів водосховища вода знову надходить з озерної системи через Вовкувату до Дніпра. На умови формування якості води озер Опечень суттєво впливають антропогенні чинники, зокрема, надходження зворотних вод з колекторів

зливової каналізації, з площі водозбору р. Сирець, скид технічних вод з частини підприємств, розташованих поруч та житлової забудови, масштабні будівельні роботи, гідротехнічні заходи і споруди тощо.

Свідченням довготривалого антропогенного пресу на водойми системи Опечень є стан їх біоти, що відмічено у численних гідробіологічних дослідженнях (Давидов, Ларіонова, 2012; Клоченко та ін., 2012; Юришинець, 2015; Якушин и др. 2015; Кравцова, Семенюк, 2017). Попри велику зацікавленість дослідників екологічним станом цих водойм, гідробіологічні, гідрохімічні, токсикологічні дані є фрагментарними, а істотні розбіжності у назвах озер за даними різних авторів ускладнюють порівняння і аналіз літературних даних.

Зважаючи на значення озер системи Опечень в гідромережі Києва, а також суттєвий антропогенний прес в межах водозбору, метою нашої роботи була оцінка якості води та донних відкладів озер системи Опечень на основі токсикологічних та гідрохімічних досліджень.

Проби води та донних відкладів відбирались восени 2018 р. в семи озерах каскаду біля вхідних оголовків водоперепускних труб (витоку з озер). Гідрохімічні дослідження води та біотестування на *Daphnia magna* і *Lemna minor* здійснювали за рекомендаціями (Методи гідробіологічних досліджень..., 2006). Токсичність донних відкладів визначали за методикою (Romanenko et al, 2012). Оцінку якості води і донних відкладів здійснювали за рекомендаціями (Методика екологічної оцінки..., 1998). За відсутності вітчизняних нормативів вміст специфічних речовин токсичної дії у донних відкладах порівнювали з величинами *PEC* (Probable effect concentration), при перевищенні яких прояв негативного ефекту є вірогідним (MacDonald et al, 2000).

За результатами гідрохімічних досліджень в усіх озерах каскаду Опечень спостерігається значне забруднення органічними речовинами, про що свідчать високі величини ХСК та БСК₅. За цими показниками найбільш забрудненими у каскаді є озера Мінське, Лугове, Пташине та Богатирське (78,3; 84,8; 65,0; 70,5 мг О₂/дм³ та 25,0; 28,5; 22,0; 27,0 мг О₂/дм³ відповідно). Левову частку в органічному забрудненні озер становлять нафтопродукти, про що свідчить високий корелятивний зв'язок з величинами ХСК. Їх вміст у воді озер Мінське, Лугове, Пташине, Богатирське, Вовкувате перевищує граничнодопустимі концентрації для водойм культурно-побутового та рекреаційного призначення (0,5; 1,3; 0,5; 0,32; 0,9 мг/дм³ відповідно). Найгірша якість води спостерігається в озері Лугове, де виявлені найвищі величини ХСК та БСК₅, високий вміст амонійного азоту (2,2 мг/дм³) та фосфатів (1,4 мг/дм³).

Згідно з екологічною класифікацією (Методика екологічної оцінки..., 1998) за критерієм мінералізації вода в озерах системи Опечень відноситься до категорії «ІІ.3 добра, досить чиста». Проте, слід відмітити достатньо високі рівні мінералізації води в озерах (513,7–714,8 мг/дм³), що більш ніж вдвічі перевищує цей показник у р. Дніпро.

За трофо-сапробіологічними критеріями якість води майже всіх досліджених водойм відноситься до класу «ІV.6 Погана, брудна», окрім озер Кирилівське та Йорданське – «ІІІ.5. Задовільна, помірно забруднена».

Дослідження вмісту важких металів у воді озер системи Опечень у 2016 р. за даними (Жежеря та ін., 2016) виявило забруднення сполуками Al (ІІІ), Fe (ІІ), Cu (ІІ), Mn (ІІ), Zn (ІІ) і Pb (ІІ). За ретроспективними даними (Екологічні проблеми київських водойм..., 2015; Романенко та ін., 2009) за період з 2001–2014р. вода озер каскаду за вмістом важких металів (плюмбум, купрум, манган, кадмій, цинк, залізо загальне) відносились до І–ІV класів якості.

Вміст важких металів у донних відкладах переважної більшості досліджуваних водних об'єктів відповідав нормативним величинам *PEC*. Так, вміст плюмбуму коливався в межах 58,4–101,2; купруму – 22,8–74,5; мангану – 165,4–211,2; кадмію – 0,9–2,8; цинку – 29,6–58,4; хрому загального – 28,4–81,2 мг/кг сухої ваги. Перевищення

величин *PEC* спостерігалось у донних відкладах озера Лугове за вмістом плумбуму та кадмію (142,4 та 6,2 мг/кг відповідно).

В донних відкладах усіх озер системи Опечень виявлено істотний вміст нафтопродуктів. Перевищення величин *PEC*, за яких можуть спостерігатися негативні біологічні ефекти, в різних озерах становить від 2 до 19 разів. Найбільш забруднені нафтопродуктами озера Лугове та Пташине (438,4 та 216,5 мг/кг сухої ваги), найменш – Мінське та Йорданське (53,5 та 51,4 мг/кг).

Дані гідрохімічних досліджень озер системи Опечень узгоджуються з результатами біотестування води та донних відкладів на організмах різних трофічних рівнів. Майже у всіх водоймах системи Опечень вода та донні відклади виявились токсичними. Так, відсоток смертності *D. magna* у пробах води за 96 год експозиції коливався в межах 20–80, а інгібування росту *L. minor* за 14 діб – 18,6–54,8 %. Донні відклади проявляли більшу токсичність порівняно з водою. Смертність *Ch. riparius* у цільних донних відкладах протягом 10 діб складала 26,4–100 %, а інгібування росту *L. minor* у водних витяжках – 29,5–85,0 %. Найбільш токсичними виявились проби води та донних відкладів озера Лугове, екологічний клас за токсикологічними показниками – «Дуже погані, високотоксичні». Також високо токсичними виявились донні відклади озер Пташине, Богатирське та Вовкувате, в той час як якість води в цих озерах була «Задовільна, помірно токсична». Найменш токсичними за результатами біотестування були проби води та донних відкладів озер Кирилівське та Йорданське з класом токсичності «Добрі, слаботоксичні»–«Задовільні, помірно токсичні».

В цілому, вода озер системи Опечень є досить забрудненою і відноситься переважно до класу «IV.6 Погана, брудна», а донні відклади містять нафтопродукти та інші речовини токсичної дії. Найбільш забрудненими у каскаді є озера Мінське та Лугове, які знаходяться в промисловій зоні та є першими приймачами зворотних вод та поверхневого стоку. Вниз по каскаду озер спостерігається тенденція до зменшення вмісту забруднюючих речовин. Найбільш чистими у каскаді є нижні озера Кирилівське та Йорданське, якість води у яких «Задовільна. Помірно забруднена», токсичність води та донних відкладів «Слабка–помірна».

Відповідно до методології Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС досліджені водні об'єкти слід розглядати як істотно змінені водні тіла. Аналіз отриманих даних свідчить про нездатність досягнення доброго екологічного потенціалу жодним з досліджених водних об'єктів, оскільки деякі фізико-хімічні та хімічні показники перевищують нормативні величини. Проте, принаймні для озер Кирилівське та Йорданське за умов застосування відповідних заходів ревіталізації, таких як зменшення надходження забруднюючих речовин з залповими скидами дощових і талих вод з території водозбору шляхом розташування на них локальних очисних споруд, можливе досягнення доброго екологічного потенціалу, принаймні за їх хімічним станом.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Давидов О.А., Ларіонова Д.П. Оцінка трофічного статусу водних об'єктів лентичного типу урбанізованих територій за рівнем розвитку мікрофітобентосу // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2012, № 4. – С. 42–50.

Екологічні проблеми київських водойм та прилеглих територій/О.В. Романенко, О.М. Арсан, Л.С. Кіпніс, Ю.М. Ситник. Київ: Наук. думка. – 2015. – 178 с.

Жежеря В.А., Линник П.М., Зубенко І.Б. Уміст та форми знаходження металів у озерах системи Опечень (м. Київ) // Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. – 2016. – Вип. 269. – С. 70–86.

Клоченко П.Д., Іванова І.Ю., Ліліцька Г.Г. Видовий склад фітопланктону заплавлених озер м. Києва // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2012. – № 3(52). – С. 35–41.

Кравцова О.В., Семенюк Н.Є. Багаторічна динаміка структурно-функціональних характеристик фітопланктону різнотипних водойм мегаполіса // Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки. – 2017. – № 1. – С. 140–153.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. – К. ЛОГОС, 2006. – 408 с.

Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.

Романенко В.Д., Крот Ю.Г., Киризія Т.Я. Гідробіологічний режим водойм міських агломерацій при різному ступені їх антропогенного навантаження // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 4. – С. 3–16.

Юришинець В.І. Структура симбіоценозів гідробіонтів як показник екологічного стану водних об'єктів урбанізованих територій // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біологія. – 2015. – № 3–4 (64). – С. 764–767.

Якушин В.М., Потрохов А.С., Зиньковский О.Г. и др. Численность бактерий и протеолитическая активность в воде озера, расположенного в городской черте // Гидробиол. журн. – 2015. – Т. 51, № 1. – С. 83–92.

MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems // Archives of environmental contamination and toxicology. – 2000. – V.39. – P. 20–31.

Romanenko V.D., Goncharova M.T., Konovets I.N. *et al.* Method of complex assessment of the bottom sediments toxicity using benthic and planktonic organisms // Hydrom. J. – 2012. – V.48, №2. – P. 30–39.

УДК (574.58:546.18):574.2

Л.О. ГОРБАТЮК, О.О. ПАСІЧНА, О.М. АРСАНЬ, М.О. ПЛАТОНОВ,
М.О. САВЛУЧИНСЬКА

Інститут гідробіології НАН України,
пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ м. КИЄВА НА СТАН ЗАБРУДНЕННЯ р. ДНІПРО ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ТА НАФТОПРОДУКТАМИ

Сучасний стан екосистеми р. Дніпро в межах м. Києва визначається насамперед потужним антропогенним впливом господарського комплексу міста, прилеглої до нього інфраструктури та рекреаційної зони. В межах київського мегаполісу зосереджені крупні електроенергетичні і промислові об'єкти та щільна мережа комунального господарства. Внаслідок їх діяльності комунальні і промислові стічні води та поверхневий стік з території мегаполісу є основним джерелом забруднення Дніпра токсичними речовинами, зокрема важкими металами і нафтопродуктами. Серед забруднюючих чинників можна відзначити також засмічені прибережні смуги, часто захаращені стихійними звалищами побутових та будівельних відходів.

На підставі проведених у 2016–2018 рр. досліджень з'ясовано наслідки антропогенного впливу м. Києва на забруднення води Дніпра важкими металами і нафтопродуктами. Для оцінки еколого-токсикологічного стану проби води було відібрано у найбільш антропогенно навантажених місцях, починаючи з північної частини акваторії, розташованої до основної міської забудови, з охопленням усіх крупних заток, промислових і рекреаційних зон право- і лівобережної частини міста, і закінчуючи південною частиною київської ділянки нижче скиду Бортницької станції аерації.

Відбір проб води проводили згідно з методиками, загальноприйнятими в практиці гідроекологічних досліджень (Інструкція..., 2016, Методи..., 2006).

Підготовка проб та визначення концентрації важких металів (Zn, Fe, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd) у воді проводилося методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно-зв'язаною плазмою (Інструкція..., 2016, ЦКПП...).

Визначення вмісту важких металів (Zn, Fe, Mn, Cu, Ni, Co, Pb, Cd) в озолоному рослинному матеріалі (мокре озолення сумішшю концентрованих азотної і сірчаної кислот при нагріванні) проводили методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії (Большой практикум..., 1978).

Масову концентрацію нафтопродуктів визначали флуориметричним методом на аналізаторі рідини "Флюорат-02-3М" за методикою виробника приладу (НВФ "Люмекс", м. Санкт-Петербург). Метод заснований на екстракції нафтопродуктів з води гексаном з подальшим вимірюванням інтенсивності флуоресценції отриманого гексанового екстракту (Методика..., 1998).

Статистичну обробку даних проводили в MS Excel 2016.

В результаті проведених досліджень встановлено зростання концентрації важких металів у воді р. Дніпро вниз за течією, що свідчить про потужне техногенне навантаження з боку м. Києва внаслідок скиду недостатньо очищених стічних вод промислових підприємств, несанкціонованих або аварійних скидів, поверхневого стоку із забрудненої території міста. Так, у воді р. Дніпро з ділянки, розташованої в районі промислової зони (700 м нижче затоки біля ТЕЦ-5), концентрація таких металів як Mn, Fe, Zn, Cu, Pb, Cd на 50-80% перевищувала концентрацію цих металів у воді р. Дніпро вище міста Києва (500 м нижче затоки Верблюд (до основної міської забудови мегаполісу)).

Результати таких досліджень були підтверджені і за допомогою моніторингу забруднення водного середовища р. Дніпро важкими металами з використанням занурених вищих водяних рослин *Ceratophyllum demersum* L. (кушир занурений), *Myriophyllum spicatum* L. (водопериця колосиста), *Potamogeton perfoliatus* L. (рдесник пронизанолистий). Було встановлено, що занурені вищі водяні рослини *C. demersum*, *M. spicatum*, *P. perfoliatus*, відібрані в районі промислової зони, акумулювали купрум на 28–34% більше, феруму - на 38–58% більше, ніж відповідні види рослин, відібрані до основної міської забудови Києва. *C. demersum*, *M. spicatum* і *P. perfoliatus*, відібрані в районі промислової зони, також накопичували на 29–42% більше мангану, на 38–51% більше цинку, на 53–71% більше плумбуму і на 28–38% – кадмію порівняно з відповідними видами рослин з точки відбору, розміщеної до основної міської забудови Києва.

Оскільки важкі метали не здатні до деструкції, а лише перерозподіляються між компонентами водної екосистеми, то накопичення їх значної кількості в первинних продуцентах (водних макрофітах) і подальша передача до інших ланок трофічного ланцюга (молюски, риба) є загрозою не тільки для біоти водної екосистеми, але і для людини.

За результатами досліджень виявлено численні точки з високим ступенем нафтового забруднення води Дніпра в межах м. Києва, перевищення гранично допустимої концентрації нафтопродуктів в яких становило 2–4 рази. Максимальний рівень нафтового забруднення на дослідженій ділянці р. Дніпро виявлено в гирловій ділянці р. Либідь, 500 м нижче скиду Бортницької станції аерації, в затоках житлового масиву Оболонь, в затоках поблизу промислових зон (М. Видубичі, М. Славутич, в районі ТЕЦ-5 та ін.) як право-, так і лівобережної частини міста. Очевидно, що на теперішній час головним джерелом надходження нафтопродуктів у Дніпро є стічні води і поверхневий стік з техногенно забруднених територій м. Києва.

Розміщення на прилеглих до водойми територіях автостоянок, АЗС та інших господарських об'єктів без локальних очисних споруд, а також миття автотранспорту у прибережних смугах значно збільшує надходження нафтопродуктів з дощовими стоками та весняними паводками.

Порівняно з даними попередніх (1992–93 рр.) досліджень (Комплексна оцінка..., 2000), ситуація з нафтовим забрудненням води Дніпра значно погіршилася, що, окрім безпосередньої токсичної дії на гідробіонтів, може призвести до небезпечного порушення усталеної рівноваги і функціонування екосистеми в цілому.

Таким чином, регулярний моніторинг вмісту нафтопродуктів і важких металів у природних водах поблизу крупних мегаполісів сприяє вчасному вияву локальних місць і джерел забруднень. На сьогоднішній день актуальним завданням є розробка та дотримання заходів для мінімізації надходження токсичних речовин, зокрема важких металів та нафтопродуктів, в екосистему Дніпра з метою попередження його антропогенної трансформації і оздоровлення екологічного стану.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Большой практикум по физиологии растений. Минеральное питание. Физиология клетки. Рост и развитие / И.А. Чернавина, Н.Г. Потапов, Л.Г. Косулина, Т.Е. Кренделева. – М.: Высш. школа, 1978. – 408 с.

Інструкція з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами. Затверджено наказом ДСНС України № 30 від 19.01.2016 р. Електронний ресурс / <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0030388-16>.

Комплексна оцінка екологічного стану басейну Дніпра / В.Д. Романенко, М.Ю. Євтушенко, П.М. Линник та ін. – К.: Ін-т гідробіології НАНУ, 2000. – 103 с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в пробах питьевых, природных и сточных вод флуориметрическим методом на анализаторе жидкости "Флюорат-02". МВВ 99-12-98. – Санкт-Петербург. – 1998.

ЦКПП «Спектрометрический центр элементного анализа (СЦЭА)» при Национальном ботаническом саде им. Н.Н. Гришко НАН Украины [Електронний ресурс] / http://www.nbg.kiev.ua/ru/scientific_activity/scea

УДК 504.056

Н.Л. ГУБАНОВА, А.В. ГОРЧАНОК

Дніпровський державний аграрно-економічний університет,
вул. Сергія Єфремова, 25, Дніпро 49600, Україна

НАКОПИЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В ОРГАНІЗМІ МОЛЮСКІВ В ОКРЕМИХ ДІЛЯНКАХ ДНІПРОВСЬКОГО (ЗАПОРІЗЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА

Гідроекологічний стан будь-якої природної системи визначається чисельністю живих організмів в ній та їх видовим різноманіттям (Жуков, 2015). Воно визначається гідрохімічним станом та впливом на гідробіонти екологічних чинників різноманітного походження. Дніпропетровська область є однією з найбільш промислово напружених територій, тому у воду Дніпровського (Запорізького) водосховища в її межах фіксуються СПАР, важкі метали, нафтопродукти, радіонукліди та інші. Кількість токсичних речовин у Дніпровському водосховищі значно підвищилася, це не могло не відобразитися на стані гідробіонтів (Hubanova, 2019). Серед токсикантів багаточисельними є важкі метали, джерелом їх надходження є стічні води різного походження (Васенко, 2012).

Внаслідок антропогенного впливу відбувається трансформація водних екосистем, яка визначається зниженням чисельності ряду видів гідробіонтів, особливо

риби, внаслідок цього змінюється чисельність інших ланок гідроекосистем. Стійкими до забруднень та відносно невимогливими є молюски. Вони активно поглинають токсичні речовини шляхом дифузії, через шкірні покриви і вистилку легеневої порожнини, адсорбційно, з їжі, метаболічно та накопичують їх в собі, особливо важкі метали (Чорномаз, 2007).

Багаточисельним видом у Дніпровському водосховищі є представники молюсків роду дрейсена. Розміри її на різних ділянках водосховища коливалися від $7,9 \pm 0,04$ мм до $19,8 \pm 0,6$ мм. Самими дрібними вони є біля с. Александрівка, а максимальні значення досягають 18,53 мм в районі с. Військове. Значні розміри молюсків свідчать про сприятливі умови навколишнього середовища в даних районах досліджень.

Серед важких металів, які зафіксовано воді Дніпровського водосховища на досліджених ділянках були цинк, мідь, свинець та кадмій. Найбільшу концентрацію металів у черепашках молюсків відзначено для іонів цинку. Найбільший рівень вмісту цинку відмічений у районі Верхньодніпровська і складає 4,24 мг/кг, $K_n = 1,25$. Другим за величиною концентрації є свинець. Особливості його розподілу у природних водах пов'язані з інтенсивністю осадження та комплексів утворення з органічними та неорганічними залишками. Зазвичай спостерігається збільшення його концентрацій в стоячих водах порівняно з текучими, що може бути пов'язано з різницею у кількості зважених частинок. Найбільший вміст його зафіксовано поблизу р. Самари і досягає 0,0814 мг/кг. При невеликих глибинах водойми 58% свинцю літоралі зв'язане з цими частинками. В черепашках, зібраних на пробних ділянках, спостерігається незначне збільшення концентрації. Можливо, таке зростання вмісту спричинено близькістю досліджених біотопів до доріг з інтенсивним рухом автотранспорту. Безхребетні тварини адаптуються до підвищення його вмісту фізіологічними перебудовами організму. Наступним металом, який накопичується молюсками, є мідь. Мідь у водному середовищі перебуває в трьох основних формах. Вони визначаються гідродинамічними та біологічними властивостями гідротопу. Особливо високий вміст даного металу зазвичай фіксується в донних відкладах. В досліджених черепашках спостерігаються незначні відмінності у накопиченні цього металу на різних ділянках водосховища і складають 4,69 мг/кг у с. Військовому, $K_{нв} = 0,83$. Кадмій потрапляє у воду в результаті вилужування кольорових металів, а також розпаду водних рослин та організмів, які його накопичують. Скиди хімічних та інших промислових підприємств вносять основний вміст кадмія. На вміст кадмію у воді та гідробіонтах значно впливає рівень рН середовища. Найбільший вміст кадмію зафіксовано у с. Ульянівка і дорівнює 0,0962 мг/кг.

За результатами проведених досліджень встановлено, що молюски можуть бути індикаторами забруднення водного середовища важкими металами. Вміст їх коливається в межах гранично допустимих норм для гідробіонтів. Вода, яка містить в собі великі поселення дрейсени, є умовно чистою завдяки фільтраційним властивостям дрейсени та значним розмірним показникам їх на окремих ділянках водосховища. Динаміка накопичення важких металів в черепашках молюсків може бути використана для оцінки та прогнозування процесів самоочищення водойм.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Васенко О.Г., Кулак С.О. Накопичення важких металів у гідробіонтах річки Дунай // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. – 2012. – № 9. – С. 44–50

Жуков О.В., Губанова Н.Л. Динамічна стійкість угруповання земноводних короткозаплавних лісових екосистем // Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. – 2015. – 23(2). – С. 161-171

Чорномаз Т.В. Вплив йонів важких металів водного середовища на перлівницевиx // Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали IV Міжнародної наукової конференції. – Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ, 2007. – С. 125–126.

Hubanova, N., Horchanok, A., Novitskii, R., Saprionova, V., Kuzmenko, N., Grynevych, N., Priszajhnjuk, N., Lieshchova, M., Slobodeniuk, O., & Demyanyuk, O. (2019) Accumulation of radionuclides in Dnipro reservoir fish, *Ukrainian Journal of Ecology*, 9(2), 227–231.

УДК [577.34:597](285.2/3)

D.I. GUDKOV¹, A.Ye. KAGLYAN¹, K. NANBA², T. WADA², S.I. KIREEV³,
V.V. BELYAEV¹, L.P. YURCHUK¹, V.P. DROZDOV³

¹Department of Aquatic Radioecology, Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine, Geroyiv Stalingrada Ave. 12, Kyiv 04210, Ukraine

²Institute of Environmental Radioactivity, University of Fukushima, Fukushima 960-1296, Japan

³State Specialized Enterprise “Ecocentre”, Shkil’na Str., 2, Chernobyl 07270, Ukraine

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF FISH IN THE CHERNOBYL NPP COOLING POND DURING THE DRAWDOWN OF WATER LEVEL

Analysis of the levels of radionuclide contamination of representatives of ichthyofauna, affected by the Chernobyl accident, is an important component of the strategy for the conservation of fish and their biological diversity, as one of the most radiation-sensitive components of aquatic ecosystems, as well as ensuring human health when contaminated consumption with radioactive contaminated fish. The Ministry of Health of Ukraine approved the State hygiene standards, according to which the allowable specific activity of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in fish was set, respectively, at 35 and 150 Bq/kg wet weight (Permissible levels of radionuclides..., 1997).

The main goal of our studies was to analyse the current levels of radioactive contamination of fish of different ecological groups in the water bodies, which were formed at the site of the former Chernobyl NPP (CNPP) cooling pond (CP) after the start of its drawdown of water level at the end of 2014.

The CNPP CP is an artificial water body, located on the right bank floodplain area of the Pripyat River. The waterfront of the CP was formed partially by above the floodplain terrace, and preferably by protective dam with length of 25 km, width of 70-100 m and 5.7 m in height. Before the start of the drawdown of water level in the CP its length was 11 km, average width - 2 km, surface area - 22.7 km², prevailing depth - 4-7 m but on separate areas - up to 18-20 m and the amount of 149 million m³.

The CP is one of the most contaminated water bodies within the Chernobyl exclusion zone (CEZ). In May 1986 water radioactivity was determined mainly by ¹³¹I and other short-lived radionuclides and according to some references was 1.5 kBq l⁻¹ (Kazakov, 1994), others - reached the order of 105 Bq l⁻¹ (Kryshch, 1995). The density of contamination of the CP's sediments by ⁹⁰Sr in early 1990s was from 14.8 GBq km⁻² to 24.3 TBq km⁻² and ¹³⁷Cs – 0.4-28.4 TBq km⁻². In 2008, under the “Program of the CNPP decommissioning”, it was decided on the CP drawdown. In late 2014, after the cessation of pumping water into the CP from the Pripyat River, the natural decline in the water level, mainly due to the filtering of water through the body of the dike, has begun. In place of the CP three water bodies with different size and volume were formed. There was a mass death of periphyton communities of plants and animals (especially bivalves) and littoral macrophytes as well. The drawdown of water level led to a significant decrease in spawning grounds, primarily for phytophilic and lithophilic fish species, whose representatives are one of the dominant groups in the

ecosystem of the CP. Accordingly, the areas of feeding for the young of almost all species of fish have decreased, which in the future will significantly reduce their quantity and biodiversity.

This part of our studies was carried out during 2010–2019 using mainly the fish from the north-western part of the CP. ^{137}Cs and ^{90}Sr concentration in water and fish was measured using by gamma-spectrometric and radiochemical methods (Kaglyan et al., 2019). We studied 16 fish species of different ecological groups: pike (*Esox lucius* L.), zander (*Sander lucioperca* L.), perch (*Perca fluviatilis* L.), wels catfish (*Silurus glanis* L.), channel catfish (*Ictalurus punctatus* Raf.), asp (*Leuciscus aspius* L.), common chub (*Squalius cephalus* L.), common sabrefish (*Pelecus cultratus* L.), common rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.), common bleak (*Alburnus alburnus* L.), Prussian carp (*Carassius gibelio* Bloch), tench (*Tinca tinca* L.), common bream (*Abramis brama* L.), common roach (*Rutilus rutilus* L.), European carp (*Cyprinus carpio* L.), and white bream (*Blicca bjoerkna* L.). The classification of fish by the type of feeding is based on the predominant type of nutrition in studied water bodies. The average number of fish in the annual sample for the most of species was about 15 individuals. The measurement error was 15–25%. The specific activity of radionuclides in fish is given in Bq/kg wet weight.

Due to the fact that the change of the hydrological regime of the CP caused the change of the processes affecting the redistribution of radionuclides in the components of ecosystem of the pond, we compare the average specific activity of the radionuclides for two periods: the first one is 2010-2014 - before the drawdown of the water level, and the second one is 2018–2019 - when the process of drawdown of the water level was completed.

The decrease in the water level of the CP resulted in the change of hydrochemical regime of the water body, as well as the remobilization of ^{90}Sr in the sediments and on the drained territories. In recent years we registered an increase in the concentration of ^{90}Sr in water in 2.5–3 times, which inevitably leads to an increase in the specific activity of radionuclide in fish. A more intense increase in the specific activity of ^{90}Sr occurs in prey fish species. Thus, during 2010-2014, the average specific activity of ^{90}Sr in the common rudd was 210 ± 59 Bq/kg, and during 2018-2019 it was reached 1159 ± 253 Bq/kg, in the common roach 110 ± 27 and 329 ± 95 Bq/kg, in the Prussian carp – 90 ± 25 and 733 ± 122 Bq/kg, and in the European carp – 73 ± 15 and 859 ± 154 Bq/kg, respectively. In predator fish, the average specific activity of ^{90}Sr before the drawdown of water level in the CP was 115 ± 49 in the perch, and during the period of 2018-2019 it increased to 325 ± 28 Bq/kg, in the zander – 65 ± 9 and 227 ± 97 Bq/kg and in the wels catfish – 159 ± 100 and 197 ± 62 Bq/kg, respectively. An analysis of the dynamics of ^{137}Cs concentration in fish of the CP after drawdown of water level indicates that significant changes in the radionuclide concentration were not occurred. The radionuclide concentration in the representatives of almost all fish species (except zander and perch) remained at the same level with some fluctuations within the measurement error. Thus, the specific activity of ^{137}Cs in the common rudd during 2010-2014 was 1030 ± 360 , and in 2018–2019 – 1073 ± 226 Bq/kg, in the common roach – 1322 ± 218 and 960 ± 194 , in the Prussian carp – 1559 ± 29 and 1274 ± 283 , in the common carp – 1100 ± 200 and 645 ± 162 , in the wels catfish – 2100 ± 337 and 2826 ± 624 , in the perch 6650 ± 826 and 2679 ± 301 , and in the zander – 5860 ± 2700 and 2240 ± 368 Bq/kg, respectively. The significant decrease of ^{137}Cs concentration in the perch and zander, which are, respectively, optional and obligatory predators, in our opinion is related to the drainage of spawning grounds and, accordingly, the reduction of young fish quantity - the main food items of these species. Thus, the perch and zander find themselves in a food shortage and they are likely to be forced to switch to alternative food sources with less concentration of ^{137}Cs , which accordingly reflect to the intensity of radionuclide accumulation by these fish species. It should be noted that the representatives of ichthyofauna of all other investigated water bodies of the CEZ (except the Pripyat River) a gradual decrease of ^{137}Cs concentration in fish is going on, and the concentration of ^{90}Sr remains practically unchanged.

Analysis of the radionuclides distribution in different organs and tissues of fish in the

CP showed that the highest specific activity of ^{90}Sr is observed in the scales (328–2225 Bq/kg), bones (216–759 Bq/kg) and fins (309–1084 Bq/kg), and the lowest - in the skin (8–37 Bq/kg), internal organs (19–21 Bq/kg) and muscles (2–9 Bq/kg). For the wels catfish, which lack of the scales, the highest concentration of ^{90}Sr is determined in the bony spines of the pectoral fins (578–2612 Bq/kg), in the bones (294–719 Bq/kg) and head (400–809 Bq/kg). More than 90% of ^{90}Sr is concentrated in fish scales, bones, head and fins. The highest specific activity of ^{137}Cs was observed in fish muscles – 498–9860 Bq/kg, accounting for 35–70% of the total ^{137}Cs content in the fish body. The analysis of the specific activity of ^{90}Sr in organs and tissues of fish before the drawdown of water level in the CP in 2014 and during 2018–2019 revealed that the content of radionuclide is increasing in all compartments of fish body, especially in the scales, bones, head and fins. However, no reliable dynamics of ^{137}Cs concentration in organs and tissues of fish are observed.

The results of the study of the specific activity ratio of $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ in fish of the CP during 2010–2014 indicate that the ^{137}Cs concentration of representatives of all fish species significantly outweighed the ^{90}Sr concentration. It should be noted that due to the constant pumping of water from the Pripyat River into the CP (until November 2014), the specific activity of ^{90}Sr in all fish species was significantly lower than the specific activity of ^{137}Cs unlike other studied closed and non-flowing water bodies of the CEZ, in fish of whose the ^{90}Sr concentration always outweighed the ^{137}Cs one. For the pray fish species this ratio until 2014 was in the range of 0.05–0.48, and for the predatory fish - 0.005–0.150. During the period 2018–2019 the specific activity ratio of $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ was reached to 0.79–2.35 for the pray fish species and 0.08–0.18 for the predatory ones. For the predatory fish, this indicator is much lower, since the assimilation of ^{90}Sr , which is found in nutrients mainly in poorly digested bone tissue, is not as effective as ^{137}Cs . It can be concluded that since 2016 the ratio of $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ concentration in fish of the CP has tended to increase. This is especially noticeable for the representatives of pray fish, e.g. for the common rudd the value of $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ in 2019 was predominantly greater than 1, indicating that fish have the ^{90}Sr concentration above the ^{137}Cs one.

Thus the drawdown of water level in the CNPP CP resulted in an increase of ^{90}Sr in fish, which reached 438–2084 (789±359) Bq/kg during 2018–2019 for the pray fish species and 117–345 (259±73) Bq/kg for the predatory fish compared to 41–285 (136±53) and 43–139 (84±28) Bq/kg during 2010–2014, respectively. The specific activity of ^{137}Cs in this case was 530–1826 (1172±347) Bq/kg for the pray fish of the CP during 2018–2019, and 1005–4359 (2412±875) Bq/kg for predatory fish compared to 608–2327 (1073±338) and 1740–8340 (3273±649) Bp/kg during 2010–2014, respectively. The ^{137}Cs concentration in fish during the period of studies with some oscillations within the measurement error remained at the same level, while the specific activity of ^{90}Sr since 2016 increased, primarily due to an increase of radionuclide concentration in the water of the CP. The ratio of $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ in the representatives of ichthyofauna has tended to increase since 2016. For the pray fish species this value is increasing faster than for predatory fish. The specific activity of radionuclides in fish during the period 2018–2019 exceeded the permissible levels, according to the standards adopted in Ukraine for fishery products in 2.9–59.5 times for ^{90}Sr and in 3.5–29.9 times for ^{137}Cs concentration.

This study was supported by the National Academy of Sciences of Ukraine, by the State Agency of Ukraine on the Exclusion Zone Management and also by the SATREPS Project “Strengthening of the environmental radiation control and legislative basis for the environmental remediation of radioactively contaminated sites”. The authors wish to thank personnel of the State Specialized Enterprises “Ecocentre” and “Chernobyl NPP” for the promoting research within the CEZ.

REFERENCES

Kaglyan A.E., Gudkov D.I., Kireev S.I. et al. Fish of the Chernobyl Exclusion Zone: current level of radionuclide contamination and dose loads // *Hydrobiol. J.* – 2019. – 55, №3.

– P. 86–104 (*in Russian*).

Kazakov S.V., Vovk P.S., Fil'chagov L.P. Radioecological state of the Chernobyl NPP cooling pond // Problems of the Chernobyl exclusion zone. – 1994. – № 1. – P. 129–138 (*in Russian*).

Kryshev I.I. Radioactive contamination of aquatic ecosystems following the Chernobyl accident // J. Env. Radioactivity. – 1995. – № 27. – P. 207–219.

Permissible levels of radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in food and drinking water (PL-97). – K., 1997. – 38 p. (*in Ukrainian*).

УДК [574:539.1.04](621.039.586)

Д.І. ГУДКОВ, М.І. КУЗЬМЕНКО, О.Є. КАГЛЯН, Н.Л. ШЕВЦОВА,
Н.А. ПОМОРЦЕВА, В.В. БЕЛЯЄВ, Х.Д. ГАНЖА, Л.П. ЮРЧУК

Інститут гідробіології НАН України,

Просп. Героїв Сталінграду, 12, Київ 04210, Україна

ГІДРОБІОНТИ В УМОВАХ ТРИВАЛОГО ЙОНІЗУВАЛЬНОГО ОПРОМІНЕННЯ: ФОРМУВАННЯ ДОЗОВОГО НАВАНТАЖЕННЯ ТА ЕФЕКТИ РАДІАЦІЙНОГО ВПЛИВУ

Процеси природнього самоочищення від радіонуклідного забруднення у водоймах Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) відбуваються вкрай повільно, внаслідок чого екосистеми більшості озер, стариць та затонів і дотепер характеризуються вкрай високим вмістом тривало існуючих, біологічно небезпечних радіонуклідів у всіх компонентах. Науковим комітетом з дії атомної радіації ООН (UNSCEAR) і Міжнародною комісією з радіологічного захисту (ICRP) в якості безпечного рівня радіаційного впливу на біоту пропонується використовувати значення потужності поглиненої дози в діапазоні 40–400 мкГр/год (ICRP Publication 108, 2008; UNSCEAR Report, 1996, 2011). При цьому безпечним пороговим рівнем для хребетних тварин прийнято значення дозового навантаження 40 мкГр/год. У той же час в рамках проекту Європейської комісії PROTECT (Protection of the Environment from Ionising Radiation in a Regulatory Context) величина безпечного порогу опромінення біоти була оцінена методом аналізу «розподілу чутливості видів» (SSD – species sensitivity distribution) (Andersson et al., 2009). Застосування цього методу дозволило визначити нижню межу безпечного хронічного опромінення біоти (хребетні, рослини і безхребетні) на рівні 10 мкГр/год. У якості скринінгової потужності поглиненої дози для хребетних тварин була рекомендована величина 2 мкГр/год, яка призначена для первинної оцінки рівня безпеки біоти.

Упродовж виконання робіт було досліджено особливостей формування потужності поглиненої дози (ППД) за рахунок зовнішніх та внутрішніх джерел йонізуючого опромінення, а також оцінено цитогенетичні та соматичні ефекти хронічного радіаційного впливу для гідробіонтів різної таксономії у водоймах ЧЗВ з різним рівнем радіонуклідного забруднення.

Встановлено, що серед риб у непроточних водоймах ЧЗВ найбільшу дозу опромінення отримують лин та карась, найменшу – представники пелагічних видів риб такі, як краснопінка, синець, чехоня та верховодка. Максимальна річна доза опромінення зареєстрована для ліна і карася з оз. Глибоке та карася з оз. Вершина, відповідно, 1,14; 0,74 та 0,97 Гр. Мінімальна доза опромінення відмічена для верховодки з Яновського затону – 0,019 Гр/рік. Реконструкція дозового навантаження на вищі водянні рослини озер Далеке і Глибоке дозволила оцінити потужність дози опромінення для вищих водяних рослин впродовж вегетаційного сезону 1986 р. Визначена динаміка формування дози опромінення від зовнішніх та внутрішніх джерел

для рослин різних екологічних груп полігонних водойм за рахунок 17 радіонуклідів. Загальна доза опромінення за вегетаційний сезон 1986 р. становила в оз. Глибоке для групи занурених рослин близько 10 Гр, для повітряно-водяних та рослин з плаваючим листям 70–85 Гр; в оз. Далеке ці величини становили близько 6 та 37–44 Гр, відповідно. Встановлено, що за рахунок ^{144}Ce упродовж 1986 р. формувалося близько 75% загальної дози опромінення.

Встановлено пряму залежність показників життєздатності насінневого потомства очерету звичайного з водойм ЧЗВ від ППД батьківських рослин в градієнті 0,05–34,0 мкГр/год. Показники схожості насіння, в середньому, були нижчими на 30%, енергія проростання та виживаність паростків – у 2,0–2,5 рази нижчими, а вихід аномалій паростків, сумісних з життєздатністю (хлорофільні аномалії, порушення органогенезу та геотропізму), були у 1,5–3,8 рази вище за аналогічні показники паростків рослин з референтних водойм.

У градієнті зростання ППД від 0,05–84,5 мкГр/год у крові краснопірки, плітки, окуня і карася сріблястого лінійно знижувалась кількість лімфоцитів, відповідно на 6,7, 8,5, 11,2 і 41,9%, і збільшувалась кількість клітин гранулоцитарного ряду, відповідно на 5,4, 7,2, 10,8 і 36,2%, відносно загальної кількості клітин крові у риб контрольної вибірки. Якісний аналіз еритроцитів крові риб у водоймах ЧЗВ виявив численні структурні порушення клітин червоної крові, а також порушення, пов'язані з патологією мітотичного ділення: деформацію ядер, пікноз, пристінкові ядра, цитоліз, мікроядра тощо. Кількість різних типів порушень еритроцитів зростала від 3–5 для риб референтних водойм до 11 для риб у водоймах з найбільшими рівнями радіонуклідного забруднення. Збільшення кількості структурних пошкоджень еритроцитів і порушень, пов'язаних з патологією мітотичного ділення, з підвищенням ППД для всіх видів риб ЧЗВ носило дозозалежний характер, зростаючи за найбільших дозових навантажень у 5,0, 5,6, 10,7 і 13,8 разів, відповідно, для окуня, карася сріблястого, краснопірки і плітки порівняно з кількістю порушень у крові риб референтних водойм.

Серед аномалій скелету, що досліджували у молоді гірчака європейського з оз. Глибоке, зареєстровано переважання порушень будови елементів хвостового та червоного відділу осьового скелету. Були виявлені такі аномалії, як додаткові гілки невральних дуг, зрощування хребців, деформації останнього хребця хвостового відділу, а також деформації гемальних дуг та ребер. У вівсянки оз. Азбучин переважали такі аномалії, як деформації останнього хребця хвостового відділу, додаткові гілки невральних дуг, а також значні деформації гемальних дуг. Кількість аномалій осьового скелету риб з озер ЧЗВ у 4–5 разів перевищує таку для риб водойм з фоновими рівнями радіонуклідного забруднення.

Для вищих водяних рослин у найбільш забруднених радіонуклідами водоймах виявлено зниження стійкості до ураження паразитичними грибами та безхребетними, наслідком чого є істотне зниження темпів росту, насінневої продуктивності та біомаси рослин. Частота хромосомних порушень у тканинах вищих водяних рослин та ембріонів молюсків у забруднених радіонуклідами водоймах ЧЗВ багаторазово перевищує рівень спонтанного мутагенезу притаманного гідробіонтам і може бути проявом радіаційно-індукованої генетичної нестабільності.

Таким чином, зареєстровані сучасні рівні ППД істотно перевищують безпечні порогові рівні для хребетних тварин, запропоновані UNSCEAR, ICRP, а також в рамках проекту ЕС PROTECT. Встановлені дозозалежні ефекти у водних організмів ЧЗВ свідчать про ураження біологічних систем на субклітинному, клітинному, органотканевому, організмовому і популяційно-видовому рівнях. Хронічне дозове навантаження на водну біоту ЧЗВ викликає реакції, які свідчать про радіаційне ураження також окремих видів рослин і тварин. Особливого значення набувають цитогенетичні та генетичні ефекти, які є наслідком порушень стабільності геному, з високою ймовірністю прояву у вигляді збільшення частоти мутацій, зниження

репродуктивної здатності і випадання окремих видів. Кумулятивні радіобіологічні процеси можуть тривати протягом багатьох поколінь, дозволяючи в даний час припускати можливість неповної реалізації віддалених наслідків опромінення. Вкрай важливим є вивчення радіаційно-індукованих уражень біосистем на різних рівнях організації, які на тлі зовнішнього благополуччя біоценозів у ЧЗВ можуть представляти реальну загрозу прояву негативних наслідків тривалого радіаційного впливу в майбутньому.

Автори висловлюють щире подяку співробітникам державних спеціалізованих підприємств «Екоцентр» і «Чорнобильська АЕС» Державного агентства України з управління зоною відчуження за сприяння у виконанні польових досліджень на полігонних водоймах у ЧЗВ.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Andersson P., Garnier-Laplace J., Beresford N.A. et al. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100. – P. 1100–1108.

International Commission on Radiological Protection (ICRP). Publication 108. Environmental Protection: The Concept and Use of Reference Animals and Plants // *Annals of the ICRP*. – 2008. – Vol. 38, Nos 4–6. – 251 p.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 1996 Report to the General Assembly with Scientific Annex. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Annex: Effects of radiation on the environment. – New York: United Nations, 1996. – 86 p.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II, Scientific Annex E: Effect of ionizing radiation on non-human biota. – New York: United Nations, 2011. – 164 p.

УДК 504.453.054(477.84)

Г.Б. ГУМЕНЮК¹, О.С. ВОЛОШИН¹, Н.Г. ЗІНЬКОВСЬКА²

¹Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка, вул. Максима Кривоноса 2, м. Тернопіль

²Кременецька обласна гуманітарно-педагогічна академія імені Тараса Шевченка, пров. Лицейний 1, м. Кременець

ДИНАМІКА ЛУЖНИХ ТА ЛУЖНОЗЕМЕЛЬНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ВОДІ РІЧОК ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ В СУЧАСНИХ УМОВАХ

Гідроекологічні проблеми у структурі екологічних проблем Поліського регіону України є чи не найгострішими. Для зниження напруги і поліпшення гідроекологічної ситуації у басейні р. Прип'ять, в 1994 році був утворений регіональний ландшафтний парк (РЛП) «Прип'ять-Стохід». У 1999–2000 роках тут проводилися гідроекологічні дослідження як у межах парку, так і на прилеглий до нього території.

В останні роки, зокрема у 2012 р., 2015р., 2016 р. в засобах масової інформації обговорювались питання щодо погіршення екологічного стану основної водної артерії Ковельського району – р. Турії та виявлення її джерел забруднення. Однією причиною погіршення гідрологічного та екологічного стану річки у 2015–2016 рр. можна назвати вплив кліматичних чинників: високі температури повітря влітку та дефіцит опадів сформували низьку (за рівнями та витратами води) літню межінь, що спричинила

обміління, щільне заростання очеретом русла, формування ділянок стоячої води та цвітіння води (Vance, 2001).

Стійкі незворотні зміни у кількісному та якісному стані призводять до втрати водними екосистемами їх відновлювальної та очисної спроможності, змінюють природну динамічну рівновагу (рівновага системи, яка підтримується за рахунок взаємодії абіотичних та біотичних факторів) у водних об'єктах, в тому числі й за показниками головних йонів хімічного складу води (Ca^{2+} , Na^+ , K^+) (Котова, 2008).

Йони Ca^{2+} у поверхневі води надходять зі стічними водами, а також з сільськогосподарських угідь, особливо при надмірному застосуванні мінеральних добрив, що містять Кальцій (Жемеров, 2011). Основним джерелом надходження йонів Кальцію в поверхневі води є вимивання з вапняків, доломітів, вапнякового цементу, гіпсу. Певна частина Ca^{2+} надходить у водойми внаслідок вивітрювання з кальцієвомісних сполук. Незалежно від типу водойми, на вміст йонів Кальцію істотний вплив мають атмосферні опади і пора року (Романенко, 2001).

Дослідження проводились у квітні-серпні 2017 року. Міграція йонів Кальцію у досліджуваних водоймах мала коливальний характер. Зниження концентрації Ca^{2+} спостерігали у травні (р. Прип'ять – 185,8 мг/дм³, р. Турія – 186,18 мг/дм³.) Згодом спостерігалось зростання вмісту йонів Кальцію у червні (р. Прип'ять – 188,96 мг/дм³, р. Турія – 196,04 мг/дм³.) та значне зниження концентрації Ca^{2+} до мінімального значення у серпні (р. Прип'ять – 139,04 мг/дм³, р. Турія – 152,64 мг/дм³). Навесні вміст йонів Кальцію підвищений, що пояснюється вилуженням розчинних солей Кальцію з поверхневого шару ґрунтів і порід.

ГДК (Ca^{2+} рибгосп.) становить 180 мг/дм³. Вміст Кальцію у воді досліджуваних водойм дещо вищий від допустимих значень. Найвищі концентрації Кальцію були в річці Турія в квітні (225 мг/дм³). Лише в серпні концентрація даного макроелементу у р. Прип'ять була нижчою від ГДК (рибгосп.).

Первинним джерелом надходження йонів K^+ та Na^+ у поверхневі води є осадові породи, а також хлоридні, сульфатні та карбонатні солі (Забокрицька, Осадчий, 2008). Крім того, вони надходять зі стічними водами із сільськогосподарських угідь та зі зрошуваних полів (Забокрицька, Осадчий, 2003; Романенко., 2001). Вплив водного режиму на мінливість показників якості води проявляється у зменшенні концентрацій головних йонів зі збільшенням водності річки (Соловей, 2003). Вміст йонів K^+ , Na^+ , Ca^{2+} може істотно відрізнитися залежно від геологічних умов водозбірної площі та кліматичних умов досліджуваних територій. Мінімальні значення вмісту K^+ впродовж досліджуваного періоду спостерігали у червні (р. Прип'ять – 0,0914 мг/дм³, р. Турія – 0,064 мг/дм³), максимальні – у квітні (р. Прип'ять – 0,112 мг/дм³, р. Турія – 0,192 мг/дм³). Загалом досліджувані водойми характеризуються незначним вмістом Калію. ГДК рибгосп. становить 50 мг/дм³. У поверхневих водах річки Прип'ять та Турія найменші концентрації Na^+ спостерігали в червні (р. Прип'ять – 25,98 мг/дм³, р. Турія – 36,94 мг/дм³), а найбільші – в серпні (р. Прип'ять – 38,02 мг/дм³, р. Турія – 66,3 мг/дм³). Вміст Na^+ у всіх досліджуваних водних об'єктах також не перевищував значення ГДК рибгосп. (120 мг/дм³). Таким чином, спостерігалася тенденція до збільшення концентрацій лише деяких металів у водних об'єктах досліджуваних територій.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Жемеров О.О. Оцінка якості поверхневих вод суші. – Харків: ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2011. – 48 с.

Забокрицька М.Р., В.І. Осадчий Характеристика антропогенного навантаження в басейні р. Західний Буг // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія, – 2003. – Київ – Т. 5. – С. 218–225.

- Соловей Т.В. Гідрохімічне районування річкових вод Прутського басейну // Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія. – 2003. – Київ – Том 5. – С. 275–281.
- Романенко В.Д. Основи гідроекології.– К.: Обереги, 2001. – 728 с.
- Vance C.P. Symbiotic nitrogen fixation and phosphorus acquisition. Plant nutrition in a world of declining renewable resources // Plant Physiol. – 2001. – 127. – P. 390–397,

УДК 577. 346 (282.247.32)

А.І. ДВОРЕЦЬКИЙ, Л.А. БАЙДАК, Р.О. НОВІЦЬКИЙ, В.І. ЛЯШЕНКО, Л.І. КАТАН,
В.О. САПРОНОВА, В.В. РОЖКОВ, О.Ф. САДОВСЬКА
Дніпровський державний аграрно-економічний університет,
Сергія Єфремова, 25, Дніпро 49000, Україна

ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ВОДНОЇ РАДІОЕКОЛОГІЇ ПРИДНІПРОВ'Я

Характерною особливістю Придніпров'я є напружена радіоекологічна ситуація, обумовлена наявністю підприємств початкової стадії ядерно-паливного циклу, зокрема уранодобувних та уранопереробних підприємств, що зосереджені в м. Жовті Води та м. Кам'янське (раніше Дніпродзержинськ), функціонуванням Запорізької АЕС та захороненням радіоактивних відходів.

Сучасний стан водної радіоекології Придніпров'я формувався в різні періоди з різних джерел:

1) проведення інтенсивних ядерних випробувань в період холодної війни призвели до глобального забруднення земної кулі та радіоекологічного забруднення регіону штучними радіонуклідами ^{137}Cs , ^{90}Sr ;

2) аварія на ЧАЕС (1986 р.) призвела до забруднення регіону аварійними радіонуклідами; особливого значення в післяаварійний період набувають цезій-137 і стронцій-90;

3) для Придніпровського регіону, на протязі 40-90-х років ХХ ст. характерним є радіоекологічне забруднення, в результаті діяльності уранодобувних та уранопереробних підприємств, розташованих на території регіону. В результаті всього вищезначеного, на території Придніпров'я, утворився коктейль з природних, штучних радіонуклідів та хімічних токсикантів, що забруднюють водні екосистеми регіону. Відбулася *техногенна трансформація прісноводних екосистем, урановим виробництвом*. Уран як хімічний елемент відомий давно. Проте явище поділу ядер урану і факт спонтанного поділу були встановлені лише у 1939-1940 роках. Лише тоді виникла ідея використання колосальних кількостей енергії. Адже при розпаді одного атома урану виділяється стільки енергії, скільки її виділяється при спалюванні кількох мільйонів атомів вуглецю. Важливість вивчення радіоекологічного стану у регіоні, (вміст та міграції радіонуклідів природного (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th) та штучного (^{137}Cs , ^{90}Sr) походження в абіотичних та біотичних складових техногенно-трансформованих екосистем регіону обумовлюється тим, що такі дослідження дозволяють оцінити рівні вмісту радіонуклідів у гідробіонтах, оскільки по харчовому ланцюгу вони потрапляють до організму людини, що негативно впливає на здоров'я населення Придніпровського регіону. Тому оцінка механізмів міграції, розподілу і біологічної дії радіоактивних забруднень на різних рівнях організації у водних екосистемах є дуже актуальною.

Видобуток та переробка уранових руд у Дніпропетровській області розпочиналась у м. Жовті Води та м. Кам'янське (Дніпродзержинськ). Видобуток та переробка уранових руд у м. Жовті Води ведеться шахтним способом з 50-х років ХХ сторіччя (Жовторіченське уранове родовище (1951 р.). З 1951 року розпочалася розробка уранових руд. Уранова руда видобувається шахтним способом. У 1951 році будується уранова шахта і гірничозбагачувальний завод первинного збагачення руди у

м. Жовті Води. На той час були лише поверхнево досліджені особливості впливу урану на довкілля і людину. Не було надійних приладів дозиметричного контролю і надійних методів вилучення елемента із руди. Так звана пуста порода вважалась цілком безпечною. Вона являла собою щебінь, а тому масово використовувалась у дорожньому, промисловому і цивільному будівництві. На Жовторіченському промисловому майданчику, що став основним у Східному гірничо-збагачувальному комбінаті (СхідГЗК Держкоматому України), розташована група шахт («Вільховська», «Північна-Дренажна», «Капітальна», «Нова», «Нова-Глибока», «Південна-Вентиляційна»), а також, завод з переробки уранової сировини (ГМЗ), завод сірчаної кислоти (СКЗ) та інші.

За період експлуатації Жовторіченського родовища сформувалися два кар'єри («Габаєвський» та «Веселоіванівський») та чотири хвостосховища (відпрацьований кар'єр бурих залізняків (КБЗ); балки «Щербаківська» («Щ»); «Разбері» («Р») і «Тернівська» («Т»). Хвостосховища займають більше 3,505 тис. га, на яких накопичено біля 50 млн. т відходів із загальною активністю 62,1 тис. Кі. Найбільш небезпечними з радіаційної точки зору є Жовторіченське родовище та зона захоронення радіоактивних відходів у балці «Разбері» (хвостосховище „Р”), розташованого на лівому березі долини р. Жовта, яке використовується в якості накопичувача при скиданні відходів шахти „Нова”. Річка Жовта, що протікає у східній частині селітебної території м. Жовті Води з півночі на південь, відноситься до річок категорії господарсько-побутового значення і не є джерелом питного водопостачання. Шахтні і дренажні води змішуються з водами р. Жовтої із перемінною по місяцях витратою. Після цього шахтні, шламові і річкові води змішуються в тому числі зі скидами міських каналізаційних очисних споруд із додатковими кількостями вод р. Жовта і потрапляють у р. Інгулець. У р. Інгулець відбувається змішування; води р. Жовтої розбавляються водами р. Інгулець. Радіонуклідний склад вод, отриманий у результаті змішування на цьому ступені, визначає якість вод, що потрапляють у розташоване у 1 км нижче водосховище «Карачуни». На відстані 2-х км на північ від житлової забудови міста, на вододільному плато р.р. Жовта і Зелена, розташоване відпрацьоване хвостосховище радіоактивних відходів бурих залізняків (КБЗ). Площа хвостосховища складає 54,8 га, об'єм твердих відходів 12,4 млн. м³. Найближчі населені пункти: 2 км в південному напрямку – м. Жовті Води, в південно-західному – с. Зелений Гай, 1,7 км в східному напрямку в долині р. Жовта – с. Весело-Іванівка.

Виробниче об'єднання «Придніпровський хімічний завод» (ПХЗ) м. Кам'янське (Дніпродзержинськ), в період з 1949 по 1991 рік переробляло уранову руду, доменний шлак, урановмісні концентрати. В результаті діяльності ВО ПХЗ на території виробничого об'єднання та за його межами утворено хвостосховища («Західне», «Центральний Яр», «Південно-східне», «Дніпровське», «Сухачівське» (перша та друга секції) та «Лантанова фракція»), два хвостосховища відходів уранового виробництва («ДП-6» та «База С») і цех для отримання окису-закису урану з азотнокислих розчинів (будівля №103). У хвостосховищах накопичено до 42 млн. тонн відходів переробки уранових руд загальною активністю $2,7 \times 10^6$ (в ступ. 15) Бк (середня питома активність – 6,4 кБк/кг), а у сховищах відходів уранового виробництва «ДП-6» та «База С» накопичено до 0,2 млн. тонн відходів уранового виробництва загальною активністю $4,4 \times 10^6$ (в ступ. 14) Бк (середня питома активність – 2,2 МБк/кг). Загальна площа хвостосховищ – 2,43 млн., а сховищ відходів уранового виробництва – 0,25 млн. кв. метрів. Потужність експозиційної дози перебуває в межах від 30 до 35000 мкР/г.

У 60-ті рр. ХХ ст. розпочалися комплексні дослідження радіоекологічних проблем у водних екосистемах Дніпропетровської області, які продовжуються і до сьогодення. В результаті проведених досліджень було встановлено, що середній вміст у воді природних радіонуклідів становить: урану-238 – 0,006-912 Бк/л, радій-226 – 1,05 Бк/л, торій-230 – 0,47 Бк/л, полоній-210 – 0,47 Бк/л, калій-40 – 4,89 Бк/л; вміст

штучних радіонуклідів становить: цезій - 0,24 Бк/л, стронцій-90 – 0,07 Бк/л.

Вміст природних радіонуклідів у донних відкладах водосховища становить: радію-226 - 3,7 – 44,3 Бк/кг; торій-230 – 2,94 – 60,0 Бк/л, калію-40 - 21,3 – 222,0 Бк/кг, вміст штучних радіонуклідів цезію-137 становить 2,77 – 32,2 Бк/л.

Вміст природних радіонуклідів у фітопланктоні водосховища становить: радію-226 – 359,73 Бк/кг; торій-230 – 159,42 Бк/л, калію-40 - 1889 Бк/кг, вміст штучних радіонуклідів: цезію-137 становить 78,13 Бк/л, стронцію-90 – 30,02 Бк/л. Найбільші показники забруднення цезієм-137 були відмічені у синьо-зелених водоростей – 185,0 Бк/кг, а найменші у діатомових водоростей – 7,2 Бк/кг. Забруднення стронцієм-90 було в межах 10,1 – 27,8 Бк/кг. Найбільше забруднення стронцієм у діатомових водоростей, найменше – у синьо-зелених.

Вміст природних радіонуклідів у зануреній водній рослинності водосховища становить: радію-226 – 158,1 Бк/кг; торій-230 – 107,96 Бк/л., калію-40 – 586,44 Бк/кг. вміст штучних радіонуклідів становить: цезій-137 – 36,17 Бк/л., стронцій-90 – 5,91 Бк/л.

У прісноводних видів риб, які є промисловими видами для Дніпровського водосховища виявлено радіонукліди природного походження – ^{40}K , ^{226}Ra , ^{230}Th та штучні радіонукліди ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Вміст радіонуклідів в промислових видах риб був нижчим від існуючих в Україні допустимих рівнів для риби як харчового продукту.

Найбільший вміст ^{40}K , ^{226}Ra , та ^{230}Th відмічений у карася, що пов'язано з придонним способом життя та з типом живлення – еврифаг. Наступною є щука, що пов'язано з хижацтвом та накопиченням радіонуклідів за рахунок їх переходу по харчовому ланцюгу. Наступні види риб накопичують радіонукліди згідно з трофічним рівнем, який вони займають, та вмістом токсикантів в кормових ресурсах. Максимальний коефіцієнт накопичення ^{137}Cs спостерігався у щуки; максимальний коефіцієнт накопичення ^{90}Sr – у чехоні. За типом харчування хижі види риб накопичували більше штучних радіонуклідів.

Висновок. Рівень природних та штучних радіонуклідів у водоймах Придніпров'я не перевищує норм ГДК.

Розробка нормування антропогенних радіоекологічних навантажень на водне середовище сприятиме мінімізації негативного впливу таких навантажень на гідробіонтів різних трофічних рівнів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Байдак Л. А., Дворецький А. І. Техногенно трансформовані прісноводні екосистеми. Ретроспективний аналіз досліджень (30-ті – 90-ті рр. ХХ ст.). Наукова монографія / Л. А. Байдак, А. І. Дворецький – Д.: ЛІРА, 2017. 208 с.

Дворецький А. І. Севериновська О.В. Адаптаційно-компенсаторні реакції організму за умов дії екопатогенних чинників. Наукова монографія / А.І.Дворецький, О.В.Севериновська.. – Дніпро, 2018. – 230 с.

Гранично-допустимі концентрації шкідливих речовин для води, що використовується для рибогосподарських цілей. – Київ, ДСТУ 4808: 2007.

Методика відбору проб сільськогосподарської продукції та продуктів харчування для лабораторного аналізу на вміст радіонуклідів. Довідник для радіологічних служб Мінсільгоспроду України. – К., 1997. – С. 3–14.

Проблема радіоактивного забруднення території в результаті переробки уранових руд. / Коровин Ю. Ф., Кошик Ю. И., Шматков Г. Г. и др. // Наукові та технічні аспекти міжнародного співробітництва в Чорнобилі. – К., 2001. – С. 461– 476.

Сапронова В.О., Дворецький А.І., Байдак Л.А. Радіоекологічні дослідження ставків Дніпропетровщини. / В.О.Сапронова, А.І.Дворецький, Л.А.Байдак. // І Міжнародна науково-практична конференція «Сучасні проблеми раціонального

використання водних біоресурсів» Збірник матеріалів науково-практичної конференції, м. Київ, 15–17 травня 2018 р. Інститут рибного господарства НААН України, С. 28–30.

УДК [581.526.3:556.5](282.247.32)

С.С. ДУБНЯК, Л.В. ГУЛЕЙКОВА, В.А. ЖЕЖЕРЯ, П.Д. КЛОЧЕНКО, В.В. БЕЛЯЄВ,
О.П. БІЛОУС

Інститут гідробіології НАН України,
Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ОЦІНКА СТАНУ ЕКОСИСТЕМ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ МАСИВУ КОНЧА-ЗАСПА

В природних умовах територія захисного масиву Конча-Заспа являла собою заплаву Дніпра з відмітками поверхні 89,0–92,0 м БС, на якій знаходився ряд заплавних озер і водотоків. При створенні Канівського водосховища ця територія була захищена від затоплення переливною захисною дамбою, водні об'єкти з'єднані між собою каналами, рівень води в яких регулювався насосною станцією. Протягом останніх двадцяти років більша частина вказаної території була піднята до безпечних відміток шляхом гідронамиву. При цьому суттєво змінилася гідрографічна мережа. Водойми і канали, з яких вибирався пісок, були поглиблені і розширені, частина каналів засипана піском, частина створена заново. Рівень води у водних об'єктах масиву в літньо-осінній період не регулюється і практично співпадає з рівнем води у Канівському водосховищі.

В зв'язку з перспективою освоєння частини території масиву Конча-Заспа під житлову забудову у 2017–2018 рр. нами було виконано оцінку стану екосистем водних об'єктів масиву і розроблено рекомендації щодо його поліпшення. Для цього в літньо-осінній період 2017 р. були проведені комплексні гідроекологічні дослідження, які включали визначення морфометричних, гідрофізичних, гідродинамічних, гідрохімічних та гідробіологічних характеристик водних об'єктів масиву Конча-Заспа.

В сучасних умовах гідрографічна мережа масиву включає: р. Конча, що протікає в західній частині масиву; озера Конча і Конча-2 (умовна назва озера, що з'єднане з оз. Конча каналом); оз.Заспа; заболочену водойму в центральній частині масиву; низку дренажних каналів. Водообмін з Дніпром має забезпечуватися за допомогою чотирьох шлюзів-регуляторів і насосної станції, але на сьогодні ці гідротехнічні споруди працюють не ефективно. Підвідні канали шлюзів замулені і заросли водною рослинністю, насосна станція практично не використовується.

В озерах масиву середні глибини складають близько 4 м, максимальні – до 10 м. Канали переважно мілководні з глибинами 1,5–2,0 м. В каналах і на мілководних ділянках озер (20–30% їх акваторії) спостерігаються густі зарості вищої водної рослинності, а внутрішня заболочена водойма суцільно вкрита нею. За відсутності роботи насосної станції в усіх водних об'єктах масиву спостерігаються застійні явища.

Масив Конча-Заспа розташований у межах річкової (Київської) ділянки Канівського водосховища, яка вирізняється порівняно незначним підпором води від Канівської ГЕС, обмеженим захисними дамбами затопленням колишньої заплави Дніпра, значними швидкостями течії і коливаннями рівня води під час попусків Київської ГЕС. Більшу частину року на Київській ділянці підтримуються рівні, близькі до НПП=91,5 м. Але під час попусків Київської ГЕС і особливо в період весняної повені рівні води можуть суттєво підвищуватися. Внутрішньодобові коливання рівня забезпечують інтенсивний водообмін між основною акваторією водосховища і придатковою мережею, в т.ч. водними об'єктами масиву Конча-Заспа.

Вимірюваннями швидкостей течії і витрат води в районі шлюзів №1 і №2, що з'єднують оз. Конча з Дніпром, встановлено, що навіть при незначних попусках Київської ГЕС за рахунок коливання рівнів води через шлюз №1 відбувається суттєвий

водообмін озер Конча і Конча-2 з Дніпром. При середній величині коливання рівня води (0,19 м в районі масиву Конча-Заспа) умовний водообмін у внутрішніх водних об'єктах здійснюватиметься протягом 10–19 діб, при максимально допустимій (0,44 м) – 4–8 діб.

Під час досліджень температура води у поверхневому шарі усіх водних об'єктів відрізнялася несуттєво і була близькою до температури води у Канівському водосховищі. Максимальна прозорість води (понад 2 м) була в р. Конча і оз. Конча-2, мінімальна (0,6 м) – у північній частині оз. Конча. Колір води на різних водних об'єктах відповідав жовто-коричнюватим відтінкам.

Основним типом донних відкладів на більшості станцій відбору виступав мул глинистий з вологістю верхнього шару 100–500%, об'ємною масою скелету 0,2–0,8 г/см³, вмістом органічної речовини – 10–20%. Про застійні явища у водоймах свідчить більший вміст органічної речовини ніж у донних відкладах Канівського водосховища.

Вміст розчиненого кисню у водоймах масиву Конча-Заспа варіює в досить широких межах – від 4,87 до 10,8 мг/дм³, насичення води киснем становить 59–134 %. Дефіцит кисню на одних станціях та його перенасичення на інших показує, що екосистеми цих водойм знаходяться в неурівноваженому стані, та свідчить про їхню вразливість. На всіх водних об'єктах відзначено високий вміст у воді легкоокиснюваних органічних речовин (перманганатна окиснюваність складає 12,2–23,3 мг О/дм³). На окремих ділянках спостерігаються високі значення концентрації неорганічного фосфору (0,172–0,212 мг Р/дм³). Відмічалися також високі концентрації заліза та марганцю (відповідно 220–571 і 280–380 мкг/дм³). Найбільший вміст розчиненого хрому спостерігався у заболоченій водоймі і становив 56,0 мкг/дм³.

Перенасичення води киснем з одночасним підлученням водного середовища опосередковано вказує на «цвітіння» води. Високий вміст легкоокиснюваних розчинених органічних речовин, сполук неорганічного фосфору, заліза, марганцю свідчить про евтрофування досліджуваних водних об'єктів.

Донні відклади заплачних водойм характеризуються високим вмістом органічних речовин, амонійного азоту, неорганічного фосфору, заліза, марганцю і хрому, що не характерно для донних відкладів прилеглої ділянки Канівського водосховища. Вони також слугують джерелом вторинного забруднення водного середовища зазначеними сполуками, а особливо за дефіциту розчиненого кисню.

Аналіз радіоактивного забруднення показав, що загальний вміст у водних масах досліджених водойм стронцію-90 у 30 разів, а цезію-137 – у 100 разів менший за встановлені в Україні допустимі рівні. Загалом питома активність та щільність забруднення донних відкладів цезієм-137 зменшується у напрямку зменшення впливу водних мас Канівського водосховища від шлюзу. Максимальна питома активність донних відкладів досліджених водойм у 2–3 рази менша, ніж донних відкладів Канівського водосховища. За консервативною оцінкою щільність радіоактивного забруднення донних відкладів досліджених водойм у 2 рази менша, ніж щільність забруднення південного сліду Чорнобильських випадінь на території масиву.

У водних об'єктах досліджуваного масиву виявлено 18 видів вищих водяних рослин, на прилеглої ділянці Канівського водосховища – 10 видів, при цьому коефіцієнт флористичної спільності складає 57%. Найчастіше зустрічаються очерет звичайний, рогоз вузьколистий, їжача голівка, кушир темно-зелений та глечики жовті. Натомість такі рослини як сусак зонтичний, різуха морська та ряска зареєстровані лише в окремих водоймах. Оцінивши водні об'єкти за видовим складом вищих водяних рослин та особливостями їх розвитку, можна стверджувати, що вони зазнають помірного або посиленого антропогенного впливу, є в більшості випадків евтрофними об'єктами.

У досліджених водоймах масиву Конча-Заспа та на прилеглої ділянці Канівського водосховища виявлено 66 видів водоростей, представлених 67 внутрішньовидовими таксонами, що належать до 7-ми відділів. Чисельність фітопланктону в період досліджень коливалася в межах 240–7744 тис. кл/л, а біомаса –

в діапазоні 0,188–42,997 мг/л. Оцінка стану водних об'єктів за водоростями-індикаторами показала, що перевагу мали бета-мезосапробіонти, які вказують на III клас (задовільна) якості вод. За ступенем чистоти води досліджувані об'єкти можна віднести до слабо та помірно забруднених. На окремих ділянках досліджених водних об'єктів відзначався надмірний розвиток («цвітіння») синьо-зелених водоростей.

Рівень розвитку зоопланктону у досліджених водних об'єктах достатньо високий. Максимальна його чисельність складає 1475,2 тис. екз/м³, біомаса – 37,33 г/м³, мінімальні показники відповідно становлять 20,9 тис. екз/м³ і 0,01 г/м³. На прилеглий ділянці Канівського водосховища ці характеристики в основному коливаються в межах – від 16 до 188 тис. екз./м³ та від 0,1 до 3,4 г/м³. Високе видове різноманіття, чисельність, біомаса зоопланктону, його структура і просторова динаміка вказують на те, що у водоймах масиву розвивається зоопланктон, характерний для озерних екосистем. В цілому зоопланктонні угруповання збалансовані, що свідчить про високий самоочисний потенціал цих водних об'єктів.

Аналіз сучасного стану екосистем водних об'єктів масиву Конча-Заспа за еколого-гідрологічними, гідрохімічними, радіологічними та гідробіологічними характеристиками показав, що основною проблемою їх функціонування є високий ступінь органічного забруднення, обумовлений недостатнім водообміном з Дніпром і низькою проточністю. Наслідком такого забруднення є погіршення якості води і донних відкладів, замулення і заболочування водойм, прогресуюче заростання їх акваторії вищою водяною рослинністю, «цвітіння» води та інші негативні явища.

Для покращення гідрохімічного режиму досліджуваних водойм Конча-Заспи необхідно збільшити водообмін між цими водними об'єктами і Канівським водосховищем, вилучити донні відклади з високим вмістом сполук неорганічного азоту і фосфору, марганцю, заліза і хрому, а також штучно збагачувати водне середовище розчиненим киснем шляхом використання установок для штучної аерації.

Збільшення проточності у водних об'єктах масиву сприятиме зростанню видового різноманіття вищих водяних рослин та водоростей, а також різноманіття планктонної фауни. Крім того, водообмін із Дніпром посилить самоочисну здатність вод масиву Конча-Заспа, що сприятиме більш збалансованому розвитку їх водяних організмів. Посилення проточності призведе до зменшення неконтрольованого заростання внутрішніх вод масиву макрофітами.

Плануючи освоєння прибережних територій і розчистку водних об'єктів масиву слід мати на увазі, що водні макрофіти виконують роль біологічних фільтрів і виступають конкурентами фітопланктону, обмежуючи його надмірний розвиток. Тому розчистка має бути науково обґрунтована з розумінням видового різноманіття вищих водяних рослин. Слід продумано їх вилучати залишаючи певну кількість ефективних з точки зору біологічної очистки води і естетично привабливих видів водяних рослин. В окремих випадках має сенс штучно висаджувати такі види.

Отже, основним заходом з поліпшення стану екосистем водних об'єктів масиву Конча-Заспа поряд з їх розчисткою і штучною аерацією є посилення зовнішнього водообміну з Дніпром. Для цього є необхідні засоби, а саме існуючі гідротехнічні споруди захищеного масиву – шлюзи, підвідні і з'єднувальні канали, насосна станція. Ці споруди мають цілком достатні для забезпечення необхідного водообміну параметри, але вони потребують відновлення і реконструкції.

Основним генератором водообміну виступають коливання рівня води у Канівському водосховищі. Під час весняного водопілля – це разовий, але тривалий і значний підйом та спад рівня. У цей період доцільно здійснювати максимальну промивку водних об'єктів масиву дніпровською водою. Решту року можна забезпечити регулярний водообмін за рахунок коливань рівня під час попусків Київської ГЕС. У другій половині літа – на початку осені необхідно контрольовано здійснювати водообмін, щоб не допустити надходження з водосховища синьо-зелених водоростей.

УДК [556.114.6:546.3]:574.64](048.8)
В.А. ЖЕЖЕРЯ, П.М. ЛИННИК, Т.П. ЖЕЖЕРЯ
Інститут гідробіології НАН України,
Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ ПОТЕНЦІЙНО БІОДОСТУПНОЇ ФОРМИ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ (НА ПРИКЛАДІ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ М. КИЄВА)

Хімічний склад поверхневих вод залежить від впливу природних та антропогенних чинників. Серед першого блоку чинників вирішальне значення мають фізико-географічне розташування водного об'єкта, хімічний склад гірських порід і породоутворюючих мінералів, тип ґрунтів, хімічний склад підземних і ґрунтових вод, стійкість мінералів до вивітрювання, які зумовлюють надходження хімічних елементів до водного середовища. Тип водного об'єкта, водність і фаза водного режиму, вміст і природа завислих речовин, рН водного середовища, вміст розчиненого кисню, концентрація розчинених органічних речовин та їхній компонентний склад, Eh-потенціал, біотична складова водного об'єкта впливають, передусім, на форми знаходження хімічних елементів. У природних водах налічується близько 90 хімічних елементів, які становлять більшість серед тих, що знайдені в земній корі (Никаноров, 2001). У поверхневих водах вони можуть знаходитись як у молекулярному або йонному стані, так і у вигляді комплексних сполук, стабільних та радіоактивних ізотопів, а також входити до складу органічних сполук. Наприклад, нітроген може знаходитись у водному середовищі у вигляді двохатомних молекул газу нітрогену N_2 , молекул аміаку NH_3 , йонів амонійного нітрогену NH_4^+ , нітрит- (NO_2^-) і нітрат-йонів (NO_3^-), а також входити до складу органічних сполук, що містять нітроген (білки, амінокислоти, аміни тощо). Фосфор може знаходитись у вигляді неорганічних сполук, а також входити до складу органічних речовин та перебувати у розчиненій, колоїдній і завислій формах. До розчинених неорганічних сполук фосфору відносяться ортофосфати ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), пірофосфати, поліфосфати і фосфорна кислота (H_3PO_4), яка зустрічається лише за значень рН нижче 7 (Процеси формування хімічного складу поверхневих вод, 2013). Силіцій мігрує у розчиненому, колоїдному і завислому станах. Колоїдна форма силіцію представлена гідратованим діоксидом силіцію $SiO_2 \cdot nH_2O$, а у завислому стані він знаходиться у вигляді силіційвмісних мінеральних частинок і входить до складу планктонних організмів (переважно діатомових і золотистих водоростей). У розчиненому стані силіцій знаходиться у вигляді ортосиліційової кислоти $[H_4SiO_4]^0$, яка при $pH > 8$ дисоціює з утворення аніону $[H_3SiO_4]^-$, а при $pH > 10$ – аніону $[H_2SiO_4]^{2-}$ (Процеси формування хімічного складу поверхневих вод, 2013). Метали мігрують у розчиненому, колоїдному (колоїди, псевдоколоїди і наночастинки) і завислому станах. Розчинну форму складають аква- і гідроксокомплекси, полімерні та комплексні сполуки металів з неорганічними й органічними лігандами. У завислій формі метали входять до складу кристалічних ґраток мінералів, які знаходяться у складі завислих речовин, та можуть бути адсорбованими на їхній поверхні, а також знаходитися у складі біоти та детриту.

Форма знаходження хімічного елемента у поверхневих водах впливає не лише на його міграційну рухливість, але й потенційну біодоступність. Відомо, що одна й та ж сама форма знаходження може мати різну біодоступність. Наприклад, ціанобактерії (синьозелені водорості) і азотфіксуючі бактерії здатні засвоювати молекулярний нітроген, тоді як решта водоростей і макрофіти асимілюють його лише у вигляді мінеральних форм (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ -йонів). До тваринних організмів він надходить у вигляді органічних сполук. Водночас, нітроген у вигляді аміаку проявляє токсичну дію щодо нітрифікуючих бактерій *Nitrosomonas* і *Nitrobacter* та багатьох водяних тварин, зокрема риб (Anthonisen et al., 1976; Camargo, Alonso, 2006). До біологічно доступних форм фосфору належать йони HPO_4^{2-} і $H_2PO_4^-$, які при надмірному надходженні до

водного об'єкта зумовлюють його евтрофування (Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990). Силіцій асимілюється діатомовими і золотистими водоростями, радіоляріями, хоанофлагелятами й губками у вигляді ортосиліцієвої кислоти $[\text{H}_4\text{SiO}_4]^0$. За його концентрації 5–10 мг/дм³ і вище спостерігаються сприятливі умови для “цвітіння” води за участі діатомових водоростей, а за вмісту SiO_2 нижче 0,5 мг/дм³ діатомеї втрачають здатність до розмноження (Воронков, Кузнецов, 1984). Metали за дією на біоту поділяються на токсичні та есенціальні. До першої групи належать Al(III), Be(II), Cd(II), Pb(II), Hg(II), Sn(II) та інші, оскільки їхньої позитивної біологічної ролі не встановлено, а знаходження у біологічно доступних формах негативно впливає на функціонування гідробіонтів. Водночас, есенціальні метали, серед яких Fe(II), Fe(III), Cu(II), Zn(II), Mn(II), Mo(VI) та деякі інші, необхідні для життєдіяльності організмів і лише за високих концентрацій вони проявляють негативний вплив на розвиток гідробіонтів. Серед різних форм металів, що негативно впливають на життєдіяльність гідробіонтів та проявляють біодоступність, слід відмітити аква- й гідроксокомплекси, полімерні сполуки алюмінію, наночастинки TiO_2 , металоорганічні сполуки (продукти метилування) тощо. Потенційно біодоступною формою знаходження металів також вважають комплексні сполуки з розчиненими органічними речовинами (РОР), молекулярна маса яких <5 кДа, оскільки вони здатні проникати крізь клітинну мембрану. Тому при оцінці потенційної біодоступності певного хімічного елемента важливо брати до уваги такі форми знаходження, які здатні засвоюватись гідробіонтами або проявляти токсичну дію на них.

Дослідження форм знаходження хімічних елементів передбачає використання низки методів. Для відокремлення завислих речовин застосовували мембранну фільтрацію з використанням мембранних фільтрів з діаметром пор 0,4 μm . За допомогою йонообмінної хроматографії досліджували розподіл хімічних елементів у розчиненому стані за знаком заряду, а також у складі комплексних сполук з РОР різної хімічної природи. Останнє особливо застосовується при дослідженні металів. Гель-фільтрація використовувалась для встановлення молекулярної маси сполук досліджуваного хімічного елемента у розчиненому стані. Визначення концентрації певного хімічного елемента або його форми знаходження здійснювалось згідно існуючих методик. Хемілюмінесцентний метод визначення Cu і Mn дозволяє вимірювати їхній вміст у вигляді потенційно біодоступної форми безпосередньо у фільтраті води без будь-якої додаткової підготовки проб. При використанні фотометричних методів визначення Al, Fe, Ti для встановлення вмісту вище зазначеної форми застосовували певну схему послідовності дій і розрахунків, з якими можна ознайомитись у раніше опублікованій роботі (Жежеря, Линник, 2018). Це не повний перелік методів, які можуть бути використані при дослідженні співіснуючих форм хімічних елементів, а зазначені лише першочергові та найнеобхідніші.

Метою нашої роботи було дослідити вміст Al, Fe, Mn, Cu, Ti, Si у потенційно біодоступній формі (лабільна фракція) в деяких поверхневих водних об'єктах м. Києва з різним рівнем антропогенного навантаження. Дослідження проводились на верхній ділянці Канівського водосховища, в оз. Вербному, Китаївських ставках, озерах системи Опечень і гирловій ділянці р. Сирець та р. Либідь протягом 2012–2015 рр. Водні об'єкти були згадані по мірі зростання антропогенного впливу на них.

Концентрація Al, Fe, Mn, Cu, Ti і Si у потенційно біодоступній формі у вище зазначених водних об'єктах знаходилась в широких межах відповідно 0–80, 0–620, 7,8–720, 0–55,7, 0–90,8 мкг/дм³ і 0,1–8,5 мг/дм³. Концентрація, за якої проявляється негативний вплив на гідробіонтів, а перш за все на рибу, для Al(III), Fe(II), Mn(II) і Cu(II) становить відповідно 40, 5, 10 і 1 мкг/дм³ (Процеси формування хімічного складу поверхневих вод, 2013). Саме вміст хімічного елемента у біодоступній формі, а не його загальну концентрацію або вміст у розчиненому стані потрібно порівнювати з вище згаданими концентраціями. Як було раніше зазначено, у біодоступній формі метали знаходяться переважно у вигляді аква-, гідроксокомплексів і комплексів з неорганічними

лігандами. Водночас, розчинена форма металу включає, окрім зазначених сполук, ще й комплекси з РОР.

Серед досліджуваних водних об'єктів виявилось, що р. Либідь найбільш забруднена сполуками Al і Cu, концентрація яких в потенційно доступній для гідробіонтів формі коливалась в межах відповідно 6–80 і 0,7–55,7 мкг/дм³. У Китаївських ставках їхній вміст був найменшим і становив відповідно 0–7,2 і 0–7,5 мкг/дм³. Найбільша концентрація Fe і Mn у цій формі спостерігалась в озерах системи Опечень та становила відповідно 0–620 і 9,6–720 мкг/дм³. У Китаївських ставках вміст Fe був найнижчим 0–90,1 мкг/дм³, тоді як концентрація Mn також була високою – 11,4–650 мкг/дм³. Зростання вмісту досліджуваної форми Fe і Mn, як правило, спостерігалось влітку в придонному шарі води у водних об'єктах з уповільненим водообміном під час формування анаеробних умов. В цей час ці метали надходять з донних відкладів переважно у вигляді гідроксокомплексів і комплексів з неорганічними лігандами. Титан відноситься до біологічно інертних металів, але встановлено, що він здатний накопичуватись деякими гідробіонтами. Наприклад, діатомові водорості накопичують його від 15 до 1500 мкг/г, тоді як деякі морські водорості лише від 12 до 80 мкг/г, а морські тварини – 0,2–20 мкг/г (Ковальский, 1983). Найбільший вміст Ti спостерігався у гирловій ділянці р. Сирець і озерах системи Опечень, досягаючи 40–90,8 мкг/дм³. Найнижчі значення були характерні для оз. Вербного 0–4 мкг/дм³. Силіцій у розчиненій формі повністю знаходився у потенційно біодоступній формі у вигляді мономерно-димерної форми силікатної кислоти (H₄SiO₄). Він зазнавав просторових і часових змін,). Саме навесні у поверхневому шарі верхньої ділянки Канівського водосховища, оз. Вербного, Китаївських ставків, озер системи Опечень спостерігалися мінімальні величини концентрації силіцію. Іноді вміст силіцію не перевищував 0–0,5 мг/дм³, що, напевно, лімітувало розвиток вище зазначених водоростей.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Воронков М.Г., Кузнецов И.Г. Кремний в живой природе. – Новосибирск : Наука, 1984. – 158 с.

Жежеря В.А., Линник П.М. Методичні аспекти дослідження співіснуючих форм металів у поверхневих водах у розчиненому стані // VII Всеукраїнська наукова конференція «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології», присвячена 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України: Тез. доп., Київ, 13–14 листопада 2018. – К.: Ніка-Центр, 2018. – С. 96–97.

Ковальский В.В. Современные направления и задачи биогеохимии // Биологическая роль микроэлементов. – М., 1983. – С. 3–17.

Никаноров А.М. Гидрохимия: Учебник. – 2-е изд., перераб. и доп. – СПб: Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.

Процеси формування хімічного складу поверхневих вод / В.І. Осадчий та ін. – К.: Ніка-Центр, 2013. – 240 с.

Хендерсон-Селлерс Б, Маркленд Х.Р. Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 280 с.

Anthonisen A.C., Loehr R.C., Prakasam T.B.S, Srinath E.G. Inhibition nitrification by ammonia and nitrous acid // J. Water Pollut. Control Fed. – 1976. – Vol. 48. – P. 835–852.

Camargo J.A., Alonso A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment // Environment International. – 2006. – Vol. 32. – P. 831–849.

The content and forms of silicon occurrence in the water of the Kanev reservoir and their dependence on phytoplankton development // Hydrobiological Journal. – 2014. – Vol. 50, N 4. – pp. 100–109.

УДК 574.5:282.243.(477.74)

В.В. ЗАМОРОВ¹, Т.В. УРБАНСЬКА², М.П. ЗАМОРОВА¹, Ю.М. ДЖУРТУБАЄВ¹

¹Одеський національний університет імені І. І. Мечникова,
Дворянська, 2, Одеса 65082, Україна

²Дунайське басейнове управління водних ресурсів,
Болградське шосе, 27-а, Ізмаїл 68600, Україна

МАЛІ РІЧКИ ЯК ФАКТОР ВПЛИВУ НА ЕКОЛОГІЧНУ СИТУАЦІЮ В ПРИДУНАЙСЬКИХ ОЗЕРАХ УКРАЇНИ

Придунайські озера, що розташовані у Одеській області, характеризуються багатотою, різноманітною біотою, мають велике екологічне та економічне (рибний промисел) значення. У найбільші озера (Кагул, Ялпуг, Котлабух, Китай) впадає до 10 мінералізованих малих річок, що несуть у ці водойми значну кількість забруднень. Це негативно впливає на гідролого-гідрохімічний режим озер, їх екологічний стан. Крім того, на озерах екосистеми значний негативний вплив має зменшення зв'язку озер з Дунаєм після спорудження захисних дамб у 1960-1970-х роках.

У 2016 р. автори вивчали гідролого-гідрохімічну характеристику річок Ялпуг і Карасулак (впадають в озеро Ялпуг); Великий Котлабух та Єніка (озеро Котлабух); Киргиз-Китай та Аліяга (озеро Китай). Досліджували 35 параметрів, у т.ч.: температуру води, прозорість, завислі речовини, загальну мінералізацію, розчинений кисень, БСК₅, біхроматну та перманганатну окиснюваність, фосфор загальний, азот нітратний, рН, нафтопродукти, аніонні поверхнево-активні речовини (АПАР), феноли. Відбір проб води та відповідні вимірювання на річках проведені узимку (січень-лютий), навесні (квітень-травень), улітку (липень-серпень), восени (жовтень-листопад). Всього за стандартною методикою відібрано та оброблено 30 проб води. Оцінку отриманих результатів здійснювали згідно ГОСТ 2761-84; ГОСТ 27065-86; Г.Н.+ 2.1.5. 689-98; СанПіН 2.1.5.980-00. Середньорічний стік вказаних річок, за багаторічними даними, складає, у млн. м³: Ялпуг – 35,1; Карасулак – 1,74; Великий Котлабух – 3,78; Єніка – 1,99; Киргиз-Китай – 6,94; Аліяга – 4,42.

Встановлено, що температурний режим відповідає такому водотоків регіону. Середньорічні температури коливались від 12,7°C (Аліяга) до 17,3°C (Карасулак). Найменша температура складала +2°C (річки Ялпуг і Карасулак в січні під льодом), найбільша – 28°C (Карасулак в липні).

Прозорість води визначали за допомогою приладу Снеллена (прозорість за шрифтом). Згідно з нормативним документом вона не повинна бути менше 30,0 см. Прозорість коливалась від 2,0 см (Карасулак, липень) до 30,0 см (Великий Котлабух, Єніка; лютий, жовтень-листопад), Киргиз-Китай, Аліяга (листопад). Середньорічна прозорість складала від 12,4 см (Карасулак) до 20,8 см (Аліяга). Низька прозорість води негативно впливає на розвиток фітопланктону.

Мала прозорість води в значній мірі пояснюється відносно великою кількістю завислих у воді речовин. Їх середньорічні показники були у межах 50,7 мг·дм⁻³ (Киргиз-Китай) – 88,2-88,7 мг·дм⁻³ (Ялпуг, Карасулак). Мінімум складав 15,3 мг·дм⁻³ (Єніка, січень), максимум – 242,7 мг·дм⁻³ (Карасулак, липень) – 257,3 мг·дм⁻³ (Ялпуг, жовтень).

Дуже негативно впливає на прісноводно-олігогалінну фауну озер зростання мінералізації води. Найбільша середньорічна мінералізація зафіксована у річках Киргиз-Китай (4179,3 мг·дм⁻³) та Аліяга (8596,9 мг·дм⁻³). У Великому Котлабузі та Єніці, вона складала 6549,8 та 5543,3 мг·дм⁻³ відповідно. Найменша середньорічна мінералізація зафіксована у річці Ялпуг (3936,3 мг·дм⁻³). Тут у січні відмічений загальний мінімум (2778,0 мг·дм⁻³). Максимальна мінералізація (9323,6 мг·дм⁻³) зафіксована у лютому у річці Аліяга. У цілому в озеро Ялпуг зі стоком річок потрапило більше 160 т мінеральних солей, в інші озера – від 40 до 80 т. Середньорічна

мінералізація води у озері Китай у 2006-2012 рр., за нашими даними, зросла з 3472,8 мг·дм⁻³ до 5232,0 мг·дм⁻³. Кількість видів макрозообентосу зменшилась з 66 у 2006-2009 рр. до 37 – у 2010 р., до 23 – у 2011 р. та до 12 – у 2012 р. Зокрема, кількість видів прісноводних черевоногих молюсків зменшилась з 10 до 2, двостулкових – з п'яти видів до їх відсутності у пробах бентосу у 2012 р. (Заморов, Джуртубаєв, др., 2014; Джуртубаєв, 2017).

Кількість розчиненого у воді кисню, у більшості випадків, відповідає нормі: не менше ніж 4,0-6,0 мг О₂·дм⁻³ при різних формах використання поверхневих вод (Council Digestive..., 1980). Середньорічні показники були у межах від 4,1 мг О₂·дм⁻³ (Аліяга) до 12,0 мг О₂·дм⁻³ (Карасулак). Мінімальне значення кількості розчиненого кисню (3,0-3,1 мг О₂·дм⁻³) зафіксовано у квітні у річках Карасулак і Киргиз-Китай. Але вже в травні у річці Карасулак був відзначений максимум (17,1 мг О₂·дм⁻³).

Важливі гідрохімічні показники – біохімічне (біологічне) споживання кисню БСК₅, біхроматна та перманганатна окиснюваність. БСК₅ не повинно бути більше ніж 6 мг О₂·дм⁻³ (Обобщённый перечень..., 1990). Середньорічні показники становили від 3,1 мг О₂·дм⁻³ (Великий Котлабух) до 10,0 (Єніка). Мінімальне значення БСК₅ відзначено у квітні у Великому Котлабузі (1,6 мг О₂·дм⁻³); найбільші показники – у липні у річках Карасулак та Єніка (відповідно, 23,0 та 26,0 мг О₂·дм⁻³).

Біхроматна окиснюваність не повинна перевищувати 30 мг О·дм⁻³. Однак, середньорічні значення коливались від 118,2 мг О·дм⁻³ (Карасулак) до 172,1 мг О·дм⁻³ (Киргиз-Китай) та 182,5 мг О·дм⁻³ (Аліяга). Навіть мінімальні значення були більшими ніж 100 мг О·дм⁻³. Максимальні значення склали: річка Карасулак – 138,0 (липень), Ялпуг – 140,0 (липень), Єніка – 225,1 (липень) та Аліяга – 231,3 мг О·дм⁻³ (листопад).

Перманганатна окиснюваність не повинна перевищувати 5,0 мг О·дм⁻³, але, як і у випадку з біхроматною окиснюваністю, у воді вказаних річок вона значно більша: середньорічні значення склали 13,1 мг О·дм⁻³ (Карасулак) – 17,6 мг О·дм⁻³ (Єніка). Навіть мінімальне значення – 6,7 мг О·дм⁻³ (Карасулак, січень) – перевищувало ГДК. Максимальне значення зафіксовано у річці Єніка у липні – 36,9 мг О·дм⁻³.

ГДК фосфору загального при різному використанні водних об'єктів складає 0,2-0,4 мг·дм⁻³. Середньорічні показники були у межах 0,045 мг·дм⁻³ (Великий Котлабух) – 0,349 (Ялпуг). Мінімальні значення відзначено у Великому Котлабузі у лютому (0,014 мг·дм⁻³), але максимальний показник фосфору загального значно перевищив ГДК – 1,160 мг·дм⁻³ (Ялпуг, липень). ГДК азоту нітратного складає 50 мг·дм⁻³. Його вміст у воді річок, що вивчались, не перевищував ГДК, навіть максимальні значення. Середньорічні показники були у межах 0,267 мг·дм⁻³ (Єніка) – 8,985 мг·дм⁻³ (Карасулак). Мінімальне значення азоту нітратного (0,187 мг·дм⁻³) зафіксовано у жовтні, у річці Єніка, максимальне – у річці Карасулак у лютому (29,810 мг·дм⁻³).

Відповідали вимогам нормативних документів значення рН, вміст у воді нафтопродуктів та АПАР. Так, середньорічні значення рН склали 7,83 (Аліяга) – 8,27 (Ялпуг). Мінімум рН зафіксовано у жовтні у річці Карасулак (7,64); у цій же річці у липні відзначене максимальне значення рН (9,08).

Вміст нафтопродуктів у воді не повинен бути більшим 0,1-0,3 мг дм⁻³ для різних їх сортів. Середньорічні значення коливались від 0,013 мг дм⁻³ (Великий Котлабух) до 0,037 мг·дм⁻³ (Ялпуг). Мінімальне та максимальне значення цього показника відзначені у річці Ялпуг – 0,006 мг дм⁻³ у липні та 0,079 мг дм⁻³ у жовтні.

Аналогічна ситуація склалася відносно АПАР. При ГДК 0,5 мг·дм⁻³ середньорічні показники склали лише 0,041 мг·дм⁻³ (Ялпуг) – 0,058 мг·дм⁻³ (Єніка). Мінімальне значення АПАР (0,018 мг·дм⁻³) зафіксоване в річці Ялпуг у травні; максимальне (0,116 мг·дм⁻³) у річці Карасулак у лютому.

На відміну від нафтопродуктів та АПАР, вміст фенолів, які належать до II класу небезпеки та ГДК яких складає 0,001 мг·дм⁻³, у всіх річках, що досліджувались, постійно перевищений. Середньорічне значення склало 0,0028 мг·дм⁻³ (Великий

Котлабух) – 0,0050 мг·дм⁻³ (Карасулак). Мінімальне значення – 0,0012 мг·дм⁻³ (Киргиз-Китай, листопад) також більше ГДК. Максимальне значення – 0,0085 мг·дм⁻³ (Карасулак, лютий).

Таким чином, води річок, які впадають у великі придунайські озера – Ялпуг, Котлабух, Китай негативно впливають на їх екосистеми. Наприклад, індекс забруднення вод (ІЗВ) річок Киргиз-Китай і Аліяга, за даними Дунайського басейнового управління водних ресурсів, досягає 5,69, це відповідає категорії «брудні».

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Джуртубаєв Ю. М. Макрозообентос придунайських озер в сучасних умовах : – Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – Одеса, 2017. – 20 с.

Заморов В. В., Джуртубаєв, Ю. М., Заморова М. П. [и др.] Гидроэкологическая характеристика придунайских озер Украины. – Одесса: Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова, 2014. – 227 с.

Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М. : Минрыбхоз : Главрыбвод, 1990. – 46 с.

Council Directive 80/778 EEC on 15 July 1980 relating to the quality of water intended for human consumption // Official Journal of the European Communities. – 1980. – L. 223. – P. 11-29.

УДК 574.63 (28)

Н.О. ІВАНОВА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

МІЖНАРОДНИЙ ДОСВІД ОПРІСНЕННЯ ТА ВІДНОВЛЕННЯ ВОДОЙМ

Водогосподарське проектування в Причорноморському регіоні визначило важливу проблему, яка полягає в оцінці екологічних наслідків відокремлення від моря солоних і солонатоводних водойм та естуаріїв і перетворення їх у прісноводні водосховища. Багатогранність її в повному об'ємі проявилася саме при спробі опріснення лиману-озера Сасик (сучасна площа поверхні 206 км², об'єм при НІР 500 млн м³, максимальна глибина – 3,2–3,6 м) (Іванова, 2004). Ситуація, що склалася навколо водосховища, унікальна для України. Але в інших країнах також є різний досвід одамбування, опріснення та відновлення схожих водойм, вивчення якого може бути корисним при виборі варіанту подальшого існування Сасика.

Інтенсивний розвиток промисловості та туристичної галузі в 1950-х рр. в штаті Флорида, США, призвів до нестачі прісної води. Тому в 1961 р. шляхом перекриття греблею північної частини Північної бухти (англ. North Bay) було створено прісноводне водосховище – озеро Дір-Пойнт (англ. Deer Point Lake). На сьогодні воно займає площу 18,5 км² і має об'єм 39,5 млн м³ при середній глибині 1,5–2 м. Водойма забезпечує приблизно 80% водопостачання округу і є центром туризму в штаті.

До перекриття загальна мінералізація води в озері складала 11 г/дм³, після наповнення – 3,7 г/дм³. Внаслідок зниження кількості хлоридів через рік після утворення солоність води знизилась до 0,4 г/дм³ (Hughes, 1970). Протягом першого року існування середній час заповнення водосховища становив 21 добу. На сьогодні збережено з'єднання водойми з бухтою та підтримується достатній водообмін – щоденно до озера надходить 2,27 млн м³ води, а в бухту скидається 0,19 млн м³.

Опріснення водойми стало можливим через відбір частини потоку чотирьох

річок, які впадали в Північну бухту: Еконфіна (англ. Econfina Creek), Баю-Джордж (англ. Bayou George Creek), Беар-Крік (англ. Bear Creek) та Біг-Сідер-Крік (англ. Cedar Creek). Через це змінився приплив прісної води в Північну затоку, яка є солоноватоводним естуарієм.

Після антропогенного втручання виникли й інші екологічні проблеми. Так, незабаром після створення водосховище почало заростати водоперицею колосистою (*Myriophyllum spicatum*) і бакопою каролінською (*Vasopa caroliniana*). В 1999 р. близько 60% площі водойми було покрито водяною рослинністю, з якої майже 40 % займала бакопа (Crowe, 2008). Для боротьби із заростанням ще в 1975 р. водойма була зариблена амурським коропом, але це не дало бажаного результату. В 2000-х рр. було прийнято рішення щорічно спускати рівень водосховища приблизно на 1 м, щоб поєднання впливу повітря та низьких температур підвищувало смертність рослин.

Поряд з постійним моніторингом стану екосистеми було прийнято ряд управлінських рішень. З 1967 р. унікальність і цінність водойми визначено на законодавчому рівні, виділено вододіл і заборонено в його межах певні види діяльності. В 1988 р. Дір-Пойнт включено до списку пріоритетних водних об'єктів районного водного господарства Північно-західної Флориди (NFWFMD) і розроблено план управління водоймою. В 1991 р. почалися масштабні дослідження водосховища – опис землекористування, оцінка забруднення атмосферного повітря, ідентифікація чутливих областей в межах водозбірного басейну та оцінка якості водного середовища (Crowe, 2008). Результати досліджень було покладено в основу рекомендацій щодо управління водоймою, які спрямовані, перш за все, на місцеві плани землекористування та регулювання земельних відносин. NFWFMD зосередило діяльність на захисті водосховища шляхом придбання землі в межах водозбірного басейну та вздовж річки Еконфіна. Станом на 2006 р. було придбано більше 166 км². На законодавчому рівні були посилені обмеження у господарській діяльності в межах водозбірного басейну.

На сьогодні дозвільні граничні норми водозабору з озера складають 0,37 млн м³ в день. До 2040 року їх об'єм планується збільшити. Це може призвести до зміни солоності води Північної бухти максимум на 2,4 г/дм³ при середній 0,4 протягом 10 років.

Найбільш схожими на Сасик за походженням, геоморфологічними характеристиками та екологічними проблемами є антропогенно перетворені лиман Ташаул (рум. Taşaul) та комплекс озер-лагун Разим-Синоє (рум. Razim (Razelm)-Sinoie), які розташовані в сусідній Румунії. З Сасиком їх розділяє лише дельта Дунаю, гідрологічний режим якої на сьогодні впливає на всі ці водойми.

Найбільш наочним прикладом спроби опріснення є комплекс озер-лагун Разим (Разельм)-Синоє. З 1990 р. він входить до складу румунського біосферного заповідника «Дельта Дунаю» (DDBR). Загальна площа комплексу складає біля 1145 км², з яких водойми займають 863 км². Основними є чотири озера – Разим, або Разельм площею 415 км², Головіта – 118,7 км², Змейка – 54,6 км² та Синоє – 171,5 км² (Catianis, 2018). Це, як і Сасик, мілководні водойми – середня глибина Синоє складає 1,25 м при максимальній 2,3–2,5 м, а Разим – 2,0 при максимумі 3,5 м.

Водойми комплексу неоднорідні за своїми морфометричними, гідрофізичними та гідрохімічними показниками, що пов'язано з різним ступенем впливу гідрологічного режиму Дунаю та Чорного моря, а також нерівномірним антропогенним навантаженням на екосистеми, яке інтенсифікувалося з кінця XIX ст. До цього часу природний зв'язок комплексу, а саме озера Разим, з дунайським рукавом св. Георгія відбувався в його південній частині. Зв'язок з морем існував в декількох місцях піщаної коси, де внаслідок штормів періодично утворювалися прорви і прорани. В основному, діючими були Гура Портіца та Перебоіна, через які морська вода безпосередньо надходила до лиману Синоє. Тому природньо більш опрісненим було озеро Разим, а Синоє відрізнялося підвищеною мінералізацією.

Антропогенний вплив на комплекс полягав у втручанні в гідрологічний режим озер-лагун шляхом будівництва інженерних споруд задля їх опріснення з метою використання для зрошення та рибництва. Антропогенна трансформація відбувалася в декілька етапів: на початку ХХ ст. (1905, 1912 та 1933 рр.), у 50-ті та 60 рр. Максимальне перетворення лиману Синоє сталося після 1973 р., коли головна прорва Гура Портіца була перекрита дамбою. Наслідком цього стало зниження солоності вод Синоє, зменшення ерозії та активізація процесів седиментації в деяких районах водойми. З метою регулювання витоку води з лиману в Чорне море в 1985 р. на місці прорви Перебоїна створено гідротехнічний вузол з максимальною пропускною здатністю 280 м³/с. Після 1990-го р. активне перетворення припинилося через включення комплексу до DDBR. У 2000-му р. втілено проект відновлення зв'язку лиману Синоє з морем, який є найбільш цікавим об'єктом для порівняння із Сасиком.

Наприкінці 1990-х рр. Синоє перетворився на високоєвтрофну водойму з рівнем солоності до 1,32–1,75 г/дм³ (в природньому стані – 15–20 г/дм³), зміненим гідрологічним режимом, коли водообмін з морем та озером Разим контрольований, а рівень води залежить від водності Дунаю, посух та морських штормів, з підвищеною каламутністю води, періодичним «цвітінням», майже повною заміною домінуючих морських видів фауни на прісноводні, зі збідненим біорізноманіттям і зменшенням валоризації виловів (рибних ресурсів).

Перераховані екологічні проблеми водойми, як і у випадку із Сасиком, призвели до соціальної напруги та наукових дискусій про перспективи існування водойми. Найбільше стурбували населення зміна складу та зменшення об'ємів виловів. Якщо на початку 1950-х рр. в них домінували морські та евригалінні види, то в 1998 р. 67% виловів складала три низьковартісні прісноводні види – карась, лящ та плотва.

Задля захисту та раціонального використання рибних ресурсів на сьогодні розроблено план стійкого розвитку та комплексного управління прибережною зоною. В ньому в якості рекомендованих управлінських заходів запропоновано застосування біологічних фільтрів за участі двостулкових молюсків та запровадження в Синоє практики аквакультури з найбільш доступними і цінними видами (Alexandrov, 2004).

На сьогодні в комплексі найбільший об'єм виловів в розмірі 5635 т зафіксовано в 2003 р. з поступовим зменшенням до 2307 т до 2013 р. Наразі продовжується домінування карпоподібних на рівні 52%. Збільшилися обсяги виловів високовартісних камбалоподібних, що є морськими видами, з 10% у 2003 р. до 25–35% в останні роки (Pleșoianu, 2016). Окрім рибництва останнім часом на прилеглих до лиману територіях активно розвивається туристична галузь. Зокрема, одним з найбільших став туристичний комплекс, побудований на місці прорви Гура Портіца, який вже на сьогодні щорічно приймає 10–11 тис. туристів. Це певною мірою знизило соціальну напругу в регіоні, але є додатковим специфічним навантаженням на водну екосистему, що потребує дослідження. Екологічні проблеми лиману Синоє призвели до прийняття управлінських рішень і на національному рівні. При цьому спірним залишилося питання відновлення вихідного гідрохімічного режиму.

В останні роки на водоймах комплексу проводяться ґрунтовні гідроекологічні, економічні дослідження та моніторинг умов вилову риби з метою запобігання браконьєрству. Ці заходи фінансуються за рахунок міжнародних і національних програм та проектів. Станом на 2016 р. незважаючи на значний регіональний та локальний вплив природних і антропогенних факторів, комплекс Разим-Синоє та власне лиман Синоє знаходяться в непоганих екологічних умовах (англ. near good ecological condition). За даними натурних досліджень у 2008 р. солоність вод Синоє сягала значення 5,82 г/дм³, а в 2016 р. змінювалась в межах 0,19–4,91 г/дм³ (на більшій частині акваторії – вище 2,5 г/дм³) (Catianis, 2018).

Отже, в міжнародній практиці є приклади як успішного використання опріснених водойм (озеро Дір-Пойнт), так і спроби відновлення схожого на Сасик

лиману Синоє. При будь-якому варіанті існування водойм у різних країнах основними заходами щодо збереження їх екосистем є проведення екологічного моніторингу, визначення й затвердження на національному рівні пріоритетних напрямків управління та забезпечення достатнього контролю за господарською діяльністю в межах водоохоронної зони і прибережної захисної смуги.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Іванова Н. О. Водосховище Сасик – еколого-гідрологічні проблеми існування // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2009. – Т. 17 – С. 113-117.;

Crowe J. B., Huang W., Lewis F. G. Assessment of Freshwater Inflows to North Bay from the Deer Point Watershed of the St. Andrew Bay System // Water Resources Assessment 08-01. – 2008. – 139 p.;

Environmental changes and their impact on fisheries in Sinoe lagoon – Romania / L. M. Alexandrov et al. // I.N.C.D.M. – 2004. – Nr. 35. – P. 237-252.;

Hughes G.H. Hydrologic setting of Deer Point Lake near Panama city, Florida. Tallahassee, Florida. Map series. – 1970. – No.38. – 2 p.;

Pleșoianu D.-M., Nicolescu G. Fishing, a resource in the tourist Razim–Sinoe area // Scientific Papers Series Management, Economic Engineering in Agriculture and Rural Development. – 2016. – Vol. 16. Is. 3. – P. 245-248.;

Water Quality, Sediment Characteristics and Benthic Status of the Razim-Sinoie Lagoon System, Romania / I. Catianis et al. // Open Geosciences. – 2018. – Vol. 10. Is.1. – P. 12-33.

УДК [556.531.4:546.77] (282.247.32)

І.І. ІГНАТЕНКО, В.П. ОСИПЕНКО

Інститут гідробіології НАН України,

пр. Г. Сталінграду, 12, Київ 04210, Україна

ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ МОЛІБДЕНУ ВІДПОВІДНО ДО КОМПОНЕНТНОГО СКЛАДУ РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У ВОДІ ОЗЕРА ВЕРБНОГО (м. КИЇВ)

У поверхневих водах за участі органічних сполук, у тому числі гумусових речовин (ГР), вуглеводів та білковоподібних речовин, відбувається комплексоутворення з йонами багатьох металів, що може мати як позитивні, так і негативні наслідки для гідробіонтів. Молібден – біоелемент, який забезпечує синтез аскорбінової кислоти та дихання тканин, що необхідно для росту і розвитку кожної клітини. Він сприяє утворенню гемоглобіну та виведенню сечової кислоти з організму. Якщо сечова кислота виводиться слабо, виникає хвороба – подагра. Для рослин молібден необхідний для вуглеводного, азотного і фосфорного обмінів, він сприяє також синтезу хлорофіла (Моисеєнко, 2006).

Вивчення розподілу молібдену серед різних компонентів розчинених органічних речовин (РОР), міграції і трансформації його сполук у воді особливо важливо у сезонному аспекті.

Дослідження проводились на оз. Вербному, яке розташоване у правобережній частині м. Києва на житловому масиві Оболонь. Значний вплив на розподіл і міграцію молібдену у воді мають такі абіотичні чинники, як температура, активна реакція водного середовища (рН), вміст розчиненого у воді кисню. Температура води відповідала сезонним коливанням температури повітря і змінювалася за час спостережень від 12,7 (осінь) до 25,2 °С (літо). Як відомо, сезонний вплив температури

води на гідробіологічні процеси у водоймі зумовлює зміну вмісту розчиненого у воді кисню і величини рН. За час спостережень активна реакція водного середовища була слабколужною (8,3–8,9), а вміст кисню становив 8,9–10,4 мг/дм³. Найвищі показники вмісту кисню спостерігали навесні – 10,4 мг/дм³, коли підвищувалася фотосинтетична діяльність фітопланктону. Влітку, коли розчинений у воді кисень витрачався на розклад накопичених органічних речовин, його вміст знизився до 8,9 мг/дм³. Показники перманганатної і біхроматної окиснюваності (ПО і БО), які характеризують відповідно вміст легкоокиснюваних РОР і їхній загальний вміст у воді, змінювалися в межах 10,0–18,7 та 38,1–56,6 мг О/дм³ відповідно з максимальними показниками у літній період.

Концентрація молібдену в озері Вербному коливалася в межах 4,2–6,4 мкг/дм³. Більша частина молібдену, що визначалася у воді, знаходилася у розчиненому стані – 47,5–71,2 %. Молібден у складі зависі представлений сполуками, адсорбованими на завислих частинках та у клітинах планктонних водоростей. Влітку і восени за підвищених температур частка молібдену у складі зависі починала зростати (39,3 і 52,5 % Мо_{зав}).

Що стосується вмісту органічних речовин у зависі, то у сезонному аспекті цей показник був найвищим під час весняної повені. В цей період частка завислих органічних сполук становила 26,0 % від загального вмісту. Такі, на перший погляд, розбіжності можна пояснити домінуванням у воді завислих речовин різного походження: навесні переважно алохтонного, а влітку і восени, головним чином, автохтонного походження. Відомо, що планктонні організми накопичують молібден під час свого розвитку. Таким чином, внаслідок інтенсивних продукційно-деструкційних процесів у літньо-осінній період зростала частка молібдену у складі автохтонної зависі.

Наші попередні дослідження довели, що весь розчинений у воді молібден знаходиться у комплексних сполуках з РОР. Сезонний розподіл концентрацій кожної з досліджуваних груп органічних сполук (ГР, вуглеводів та білковоподібних речовин) співпадав зі змінами загального вмісту РОР (за показниками ПО і БО).

А розподіл комплексних сполук молібдену з цими групами речовин показав, що більша частина молібдену знаходилася у кислотній фракції РОР. Основу зазначеної групи становлять ГР, їхня концентрація максимально зростала влітку (7,5 мг/дм³). Одночасно зріс і вміст комплексних сполук молібдену з ними (2,3 мкг/дм³). Серед досліджуваних органічних речовин ГР мали найбільшу зв'язуючу здатність, що, вірогідно, зумовлено їхніми відновлювальними властивостями. Частка молібдену, зв'язаного в комплекси з ГР, становила 47,0–53,1 % Мо_{розч}.

У оз. Вербному в теплі періоди року інтенсивно розвивається фітопланктон, який є головним джерелом вуглеводів. Їхня концентрація коливалася в межах 1,3–2,71 мг/дм³ та підвищувалася в літній період. Одночасно зростав вміст молібдену (1,37 мкг/дм³) у складі нейтральної групи РОР, яка утворена переважно вуглеводами.

Найменшим виявився вміст молібдену у основній фракції РОР (0,05–0,69 мкг/дм³ Мо_{розч}). Концентрація білковоподібних сполук, що переважно становлять цю фракцію, також мала найнижчі абсолютні значення: 0,47–0,72 мг/дм³.

Щоб оцінити максимально можливу концентрацію органічних лігандів природної води, здатних зв'язувати метали в комплекси, було визначено комплексоутворювальну здатність (КЗ) РОР води. До природної фільтрованої води оз. Вербного було додано молібден (VI) з концентрацією, що становила 50,0 та 100,0 мкг/дм³. В результаті в комплекси зв'язалося відповідно 24,3 та 25,7 мкг/дм³ молібдену (VI). Взаємодія Мо(VI) з РОР природної води відбувалася досить швидко, а рівновага встановлювалася протягом 5–15 хв.

Оскільки комплексоутворення молібдену з ГР (Линник, 2015), а саме гуміновими та фульвокислотами нами вже вивчалось, було цікаво дослідити зв'язування молібдену органічними сполуками нейтральної природи. Частка молібдену з вуглеводами у воді також була досить високою – 31,3–37,0 % Мо_{розч}. Було показано,

що КЗ щодо Мо (VI) нейтральної фракції води становила 19,2 та 21,0 мкг/дм³ за концентрації молібдену у досліді відповідно 50,0 та 100,0 мкг/дм³. Ці високі показники можуть бути зумовлені зростанням кількості активних центрів у сполуках нейтральної фракції, що здатні зв'язувати молібден. Відомо, що здатність РОР до комплексоутворення значно залежить від їхньої молекулярної маси. Так, внаслідок проходження природної води через ДЕАЕ- та КМ-целюлози частина високомолекулярних сполук може розпадатися до сполук з нижчою молекулярною масою, що збільшує кількість активних центрів.

Отже, сезонні зміни компонентного складу РОР у воді оз. Вербоного відповідали співвідношенням комплексних сполук молібдену з ГР, вуглеводами та білковоподібними речовинами. Це відобразилось на концентраціях комплексних сполук молібдену кислотної, основної і нейтральної природи, середні значення яких становили 49,8, 35,5 та 14,7 % Мо_{розч.} Влітку роль вуглеводів у зв'язуванні молібдену в комплексні сполуки зростала. КЗ природної води та нейтральної фракції РОР оз. Вербоного щодо молібдену складала відповідно 25,7 мкг/дм³ та 21,0 мкг/дм³ Мо (VI).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Линник П.Н., Игнатенко И.И. Молибден в природных поверхностных водах: содержание и формы нахождения // Гидробиологический журнал. – 2015. – Т. 51. – № 2. – С. 89–113.

Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Гашкина Н.А. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология. – М.: Наука, 2006. – 261 с.

УДК [574.64:556.114:551.312]

Л.С. КІПНІС, І.М. КОНОВЕЦЬ, О.М. ЛЄТИЦЬКА, Н.І. КІРПЕНКО,
М.Т. ГОНЧАРОВА, А.Б. ПОДРУГІНА

Інститут гідробіології НАН України,
проспект Героїв Сталінграда 12, Київ 04210, Україна

ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ВОДИ ТА ДОННИХ ВІДКЛАДІВ Р. ЯГОРЛИК (БАСЕЙН ДНІСТРА)*

Річки басейну Дністра здавна широко використовувались у багатьох сферах господарської діяльності: водному транспорту, питному та сільськогосподарському водопостачанні, рибному промислі, рекреації тощо. На сьогодні однією з провідних проблем у цьому басейні є забруднення вод та значні зміни режиму водних потоків внаслідок зарегулювання стоку в середній та нижній частині. В результаті цього середній Дністер з гірсько-рівнинної річки перетворюється на водойму озерного типу з усіма екологічними наслідками. У річці періодично відсутня течія; якщо раніше кількість зважених речовин у воді становила 70–100 мг/дм³, а в період весняних повеней – 250–300 мг/дм³, то сьогодні більш ніж у 80 % випадків цей показник не перевищує 10 мг/дм³ і варіює від 0,8 до 32 мг/дм³ (Гідрохімічний режим..., 2013).

Ягорлик (Мокрий Ягорлик) є однією з найбільших лівобережних приток Дністра в межах Подільського і Окнинського районів Одеської області та Молдови (Придністров'я). Її довжина становить 73 км, площа водозбірного басейну – 1590 км². Річище слабозвивисте, завширшки 4–10 м, завглибшки до 1,5–1,8 м. Влітку джерела, що живлять річку, пересихають, зберігаються численні ставки й невеликі водосховища. Використовується для водопостачання, зрошування, рибництва. Вода річки належить до гідрокарбонатного класу.

У басейні р. Ягорлик побудовані 4 водосховища (Косівське, Флоранське, Дубівське та Черняєвське), а також близько 40 ставків. За результатами гідроморфологічної оцінки, відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС–2000, основне русло р. Ягорлик має 3 типи: верхня ділянка річки належить за класифікацією до малих річок в вапнякових породах на низовині, середня частина – до середніх річок в вапнякових породах на низовині, нижня – до середніх річок в силікатних породах на низовині. Більшість гідротехнічних споруд на ставках побудовані без проектної документації. Недотримання норм законодавства призвело до деградації і часткового зникнення річки, природні заплави заболочені й поросли очеретом, знищені пасовища і сіножаті. Крім цього деякі гідроспоруди вже знаходяться в незадовільному технічному стані і небезпечні для експлуатації. Все це призводить до скорочення чисельності популяцій аборигенних реофільних видів гідробіонтів, зменшення площ біотопів рідкісних та уразливих річкових видів, збільшення ризику вселення та розповсюдження адвентивних видів та, загалом, до значної перебудови природних угруповань і, як наслідок, погіршення екологічного стану масивів поверхневих вод в цілому.

Істотний антропогенний вплив, а також відсутність даних щодо якості води та донних відкладів (ДВ) річок басейну Дністра за показником їх токсичності зумовлюють необхідність проведення відповідних досліджень з метою оцінки впливу їх якості на біоту та екосистему в цілому. Одними з експресних біологічних методів інтегральної оцінки впливу забруднюючих речовин та врахування їх біодоступності є методи біотестування.

Дослідження токсичності води та донних відкладів р. Ягорлик в межах України проведені у весняно–літній сезон 2019 року на тест-організмах різних трофічних рівнів відповідно до керівних нормативних документів та національних стандартів України (ДСТУ 4173:2003). Біотестування на гіллястовусих ракоподібних проводили у гострих та хронічних експериментах. Критерієм гострої токсичності була загибель *Ceriodaphnia affinis* та *Daphnia magna* за 48 та 96 год відповідно. Критерієм хронічної токсичності було достовірне зниження репродуктивних показників *C. affinis* за 10 діб. При біотестуванні на *Desmodesmus communis* критерієм гострої токсичності було пригнічення росту водоростей на 50 і більше відсотків за 72 год порівняно з контролем. Досліди на рясці малій *Lemna minor* проводили протягом 21 доби, по закінченні експозиції підраховували кількість листеців та фіксували морфологічні відхилення (ISO 20079:2005). Дослідження токсичності ДВ проводили за двома схемами експериментів: на водних витяжках та цільних зразках. Біотестування цільних ДВ проводили з використанням представника інфауни – *Chironomus riparius* (личинкова стадія) та планктонного виду *D. magna* для дослідження переходу токсичних речовин у водну фазу (Romanenko, 2012).

Мутагенні властивості ДВ оцінювали за показниками мітотичної активності та аберантністю хромосом в кореневій меристемі *Allium cepa* (Методи гідроекологічних досліджень..., 2006), а також мікроядерного тесту. Мікроскопічні дослідження були проведені за допомогою AxioImager A1 Гідроекологічного аналітичного центру (ЦККНП) Інституту гідробіології НАН України. Дослідження вмісту деяких пріоритетних сполук у воді проводили на базі Гідроекологічного аналітичного центру. Твердофазну екстракцію (ТФЕ) проводили з використанням картриджів SupelTM-Select HLB SPE 60 мг 3 см³. Хроматографічне розділення проводили на приладі Agilent 1200 SL/DAD/FD/MSD 6130 за допомогою колонки Discovery HS C18 150x4,6 мм 5 мкм у градієнті ацетонітрил/метанол–вода з додаванням 0,1 % мурашиної кислоти.

Проведені дослідження показали, що вода верхньої ділянки р. Ягорлик (станція: виток, с. Борщів) не мала гострих токсичних властивостей як для тваринних, так і рослинних тест-організмів. Якість води на цій ділянці за класом токсичності може бути охарактеризована як «Добра, слабо токсична» (смертність тваринних тест-організмів не перевищує 20 % або інгібування/стимуляція росту рослинних тест-організмів – 25 %).

Воду проб, відібраних на середній ділянці, можна віднести до класу «Добра, слабо токсична» тільки в районі с. Флора. На нижчих за течією середній та нижній ділянках р. Ягорлик (від Косівського водосховища до прикордонної ділянки) якість води за результатами біотестування значно погіршується, при цьому біля 60 % проб води можуть бути визначені як «Задовільні, помірно токсичні» (смертність тваринних тест-організмів не перевищує 33 % або інгібування/стимуляція росту рослинних тест-організмів – 50 %), а інші чинять виражену негативну дію і підпадають під клас «Погані, токсичні» (смертність тваринних тест-організмів перевищує 50 % або інгібування/стимуляція росту рослинних тест-організмів – 75 %). Важливо зазначити, що проби води Косівського та Флоранського водосховищ виявили помірний стимулюючий вплив на рослинні тест-об'єкти *D. communis* та *L. minor*, що може бути свідченням підвищеного вмісту біогенних сполук, але були токсичними для безхребетних.

Відомо, що склад і властивості ДВ є відображенням всієї сукупності фізичних, хімічних і біологічних процесів, що відбуваються у водоймі. Вони є одним з основних компонентів водної екосистеми, що грає важливу роль в її функціонуванні, місцем існування бентосних організмів – джерела харчування багатьох водяних організмів. Донні відклади мають кумулятивні властивості щодо багатьох токсикантів, накопичення яких обумовлює якість води всієї водойми. Виявлено, що в ДВ континентальних водойм вміст важких металів та пестицидів у 2–16 разів більше, ніж в ґрунтах регіону, з якими вони генетично пов'язані, і в десятки тисяч разів більше, ніж у воді водойм (Романенко, 2015). Зважаючи на це, врахування результатів досліджень щодо токсичності та генотоксичності ДВ при проведенні комплексних досліджень задля оцінки стану (потенціалу) водойм і водотоків має важливий науковий і практичний інтерес.

Біотестування ДВ р. Ягорлик у травні та серпні 2019 р. виявило токсичну дію усіх досліджених проб на відміну від води, що свідчить про значний антропогенний вплив на ці водні об'єкти. Спостерігалась тенденція до підвищення токсичності проб від верхньої (клас токсичності «Погані, токсичні») до прикордонної ділянок («Дуже погані, сильно токсичні»). При цьому, гостролетальні ефекти спостерігались як для цільних ДВ, так і для водних витяжок. Донні відклади досліджених ділянок р. Ягорлик володіють мутагенною активністю, що підтверджено зниженням мітотичного індексу (кількості клітинних поділів), збільшенням кількості хромосомних порушень, появою клітин з мікроядрами. Серед числа клітин з хромосомними аберациями були виявлені три типи порушень: відставання хромосом, затримка мітотичних поділів (високий відсоток клітин в профазі мітозу), мультиполярні мітози. Найбільша генотоксична дія виявлена для донних відкладів станцій нижньої ділянки річки.

При порівнянні токсичності води та донних відкладів у весняний та літній періоди простежується її незначне зниження, що раніше спостерігалось нами на інших досліджених водних об'єктах. Це можна пояснити різним ступенем біодоступності забруднювальних речовин у різні сезони року.

Дослідження вмісту деяких пріоритетних сполук у воді р. Ягорлик проведені на чотирьох зразках, відібраних у серпні 2019 р. на верхній, середній і нижній ділянках. Серед дев'яти речовин гербіцидної, інсектицидної та фунгіцидної дії у пробах не було виявлено діурону (гербіцид, дозволений для використання у деяких країнах ЄС, не входить до складу діючих речовин державного реєстру препаратів в Україні), дихлофосу, та тербутрину (інсектицид та гербіцид відповідно, заборонені в ЄС, не входять до складу дозволених препаратів в Україні). Слідові кількості симазину та алахлору (гербіциди, заборонені в ЄС, не входять до складу дозволених препаратів в Україні) виявлені у пробах середньої ділянки, на нижній ділянці зафіксована концентрація, що не перевищує величину АА-EQS. Сліди квіноксифену (фунгіцид, заборонений в ЄС, є у складі дозволених препаратів в Україні) також виявлені на

нижній ділянці. На відміну від вищенаведених забруднювачів, концентрації атразину та ізопротурону (гербіциди, заборонені в ЄС, є у складі деяких дозволених препаратів в Україні) на нижній ділянці річки зафіксовані на рівні величин MAC-EQS.

Таким чином, майже повна трансформація русла р. Ягорлик, а також високе антропогенне навантаження на водозбірну площу призводить до погіршення якості води та донних відкладів, що проявляється у їх токсичності для тест-об'єктів різних систематичних груп, а також перевищенням допустимої концентрації деяких пріоритетних забруднюючих речовин у воді. Відтворення природної структури річкової біоти можливо за умови відновлення гідроморфології та гідрологічного режиму річки, а також зваженого використання препаратів сільськогосподарського призначення.

**Робота виконана за рахунок коштів бюджетної програми «Підтримка розвитку пріоритетних напрямків наукових досліджень» (КПКВК 6451230), держ. реєстр. № 0115U001466.*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Гідрохімічний режим та якість поверхневих вод басейну Дністра на території України / В.К. Хільчевський, О.М. Гончар, М.Р. Забокрицька, Р.Л. Кравчинський. – К.: Ніка-Центр. – 2013. – 256 с.

Екологічні проблеми київських водойм та прилеглих територій / О.В. Романенко, О.М. Арсан, Л.С. Кіпніс, Ю.М. Ситник. Київ: Наук. думка. – 2015. – 178 с.

ДСТУ 4173:2003. Київ. Держспоживстандарт України. 2004. Визначення гострої летальної токсичності на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 6341:1996, MOD).

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / за ред. В.Д. Романенка. – К. ЛОГОС, 2006. – 408 с.

ISO 20079:2005. Water quality - Determination of the toxic effect of water constituents and waste water on duckweed (*Lena minor*) – Duckweed growth inhibition test.

Romanenko V.D., Goncharova M.T., Konovets I.N. *et al.* Method of complex assessment of the bottom sediments toxicity using benthic and planktonic organisms // Hydrob. J. – 2012. – V.48, №2. – P. 30–39.

УДК 569.554.4:639.321.97

П.О. КОРЖЕНЕВСЬКА, Т.С. ШАРАМОК

Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,
Казакова 24, Дніпро 49000, Україна

ТОКСИКОЛОГІЧНИЙ СТАН (ЗА ВМІСТОМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ) ВИРОЩУВАЛЬНОГО СТАВА ТАРОМСЬКОГО РИБНОГО ГОСПОДАРСТВА

Рибне господарство України є невід'ємною частиною аграрного сектору економіки країни. Продуктивність рибних господарств залежить від різних чинників, одним з яких є якість водного середовища. В сучасних умовах набуває значної актуальності проблема забруднення водойм важкими металами, особливо з огляду на значне посилення техногенного навантаження на поверхневі води України (Федоненко, 2018). Важкі метали – консервативні забруднювальні речовини, які є забруднювачами водойм зростаючого значення, що обумовлено їхньою стійкістю у навколишньому середовищі, високою біологічною активністю та кумулятивною здатністю (Мислива, 2016).

Тому метою даної роботи був аналіз вмісту важких металів у воді та донних відкладеннях вирощувального ставка Таромського рибного господарства. Проби води і

донних відкладень були відібрані в чотирьох точках досліджуваного ставка у 2018 році. Вміст важких металів визначали методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії на спектрофотометрі С115-М1.

Важкі метали мають властивість перерозподілятися в різних елементах водного середовища, накопичуючись в компонентах водної системи, в тому числі і риби. В цьому полягає небезпека потрапляння важких металів в організм людини по трофічних ланцюгах.

За вмістом у воді досліджуваного ставка важкі метали утворюють наступний регресний ряд: Fe > Pb > Mn > Zn > Ni > Cu > Cd.

Результати дослідження показали, що вміст Cd ($0,003 \pm 0,0005$ мг/л), Pb ($0,04 \pm 0,006$ мг/л) та Fe ($0,08 \pm 0,009$ мг/л) у воді ставу знаходився в рамках гранично допустимих концентрацій. Вміст Zn ($0,03 \pm 0,0041$ мг/л) і Mn ($0,03 \pm 0,0049$ мг/л) в три рази вищий допустимих норм, Ni ($0,02 \pm 0,006$ мг/л) в два рази, а Cu ($0,005 \pm 0,0002$ мг/л) в п'ять разів (СОУ 05.01-37-385: 2006). Даний факт може бути обумовлений надходженням елементів не тільки разом з водозбором р. Дніпро, а й разом з поверхневим стоком з сільськогосподарських ділянок селища Таромське.

Згідно отриманих показників було проведено оцінку якості води досліджуваного ставка за вмістом специфічних речовин токсичної дії (Романенко, 2006). За концентрацією міді, цинку, свинцю і нікелю вода ставу належить до класу III «Забруднена» і категорії 4 «Слабо забруднена». За вмістом кадмію вода відноситься до IV класу і 6 категорії - «Брудна». За вмістом заліза і марганцю вода ставу належить до II класу «Чиста» і категорії 3 «Досить чиста». За інтегральним показником якості вода досліджуваного ставу Таромського рибного господарства відноситься до класу III «Задовільна» і «Слабо забруднена».

Донні відкладення відіграють роль депонуючого середовища, оскільки здатні накопичувати різні хімічні елементи та беруть участь у процесах самоочищення водойми. Однак вони мають здатність до вторинного забруднення водного середовища. Аналіз донних відкладень має важливе значення для рибного господарства. Важкі метали, накопичуючись в донних відкладеннях, можуть негативно впливати на бентосні організми, приводити до змін їхнього якісного і кількісного складу.

За вмістом у донних відкладеннях вирощувального ставу важкі метали утворюють наступний регресний ряд: Fe > Mn > Zn > Pb > Ni > Cu > Cd.

Результати досліджень дозволяють відзначити, що Fe ($9244 \pm 410,3$ мг/кг) займає лідируюче становище по складу в донних відкладах. Вміст Mn ($160,2 \pm 21,3$ мг/кг), Pb ($25,67 \pm 4,9$ мг/кг) і Ni ($20,23 \pm 3,7$ мг/кг) знаходиться в середніх значеннях. Тоді як Cu ($14,36 \pm 2,2$ мг/кг) та Cd ($3,36 \pm 0,98$ мг/кг) містяться в найнижчих концентраціях у донних відкладах досліджуваного ставка.

Коефіцієнт донної акумуляції (КДА) був розрахований як відношення вмісту металів в донних відкладах до їхньої концентрації у воді та характеризує процеси накопичення токсикантів в донних ґрунтах (Романенко, 2006).

Згідно отриманих результатів, коефіцієнти донної акумуляції важких металів варіювали в широких межах. Найбільшим накопиченням в донних відкладах відрізнявся Fe, коефіцієнт донної акумуляції якого склав 115550. Це може бути пов'язано з високою концентрацією цього елемента в донних відкладах. Далі за спаданням: Cu (2872) > Zn (1740) > Cd (1120) > Pb (642) > Mn (533). Найменше накопичення характерне для Ni, коефіцієнт донної акумуляції якого склав 101.

Висновки. Екологічна якість води в досліджуваному ставку за інтегральним показником якості відноситься до класу III «Задовільна» і «Забруднена». Коефіцієнти донної акумуляції важких металів варіювали в широких межах. Найбільшим накопиченням в донних відкладах відрізнявся Fe, найменшим – Ni.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Мислива Т. М. Важкі метали і мікроелементи в органах й тканинах представників іхтіофауни малих річок житомирського полісся // Вісник ЖНАЕУ «Екологія та охорона навколишнього середовища» – 2016, 53, № 1. – С. 22–34.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Стандарт організацій України. Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми. СОУ 05.01–37–385:2006. –14 с.

Fedonenko O., Yakovenko V., Ananieva T., Sharamok T., Yesipova N., Marenkov O. Fishery and environmental situation assessment of water bodies in the Dnipropetrovsk region of Ukraine . – World Scientific News, 2018. – 138 p.

УДК 556.114 (282.247.364)

К.В. КОСТЮК, О.М. ЛЕТИЦЬКА, М.І. ЛІНЧУК

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ВМІСТ ІОНІВ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ БАСЕЙНУ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ*

Гідрохімічний склад води, як відомо, є одним із найважливіших екологічних факторів, який суттєво впливає на продуктивність, ріст, розмноження, стійкість, фізіологічні та біохімічні процеси гідробіонтів. Крім цього, згідно Водної Рамкової Директиви ЄС–2000, він являється ще й одним із трьох показників для встановлення екологічного стану (потенціалу) для масиву поверхневих вод (МПВ).

З літературних даних відомо, що басейн р. Сіверський Донець належить до найбільш складних річкових систем України і характеризується різноманіттям природних умов та високим рівнем промислового використання. У межах даного басейну розташовані такі великі промислові центри, як м. Харків та м. Луганськ, найбільші підприємства хімічної промисловості (м. Рубіжне та м. Северодонецьк), содові заводи м. Лисичанськ та м. Слов'янськ (Ухань, Осадчий, 2012). Крім того, басейн р. Сіверського Донця характеризується ще й значним показником урбанізованості. У зв'язку з чим, метою даного дослідження було встановлення вмісту іонів амонійного азоту, нітрит-іонів, нітрат-іонів та іонів фосфору у поверхневих водах басейну р. Сіверського Донця, які в подальшому можуть бути використані для цілей державного моніторингу, а також для встановлення екологічного стану (потенціалу) МПВ або навіть для отримання типоспецифічних умов.

Нами досліджено 9 МПВ в басейні р. Сіверський Донець. Крім власне р. Сіверський Донець (Донецька область) були обстежені ще інші МПВ, що впадають в неї – річки Тетлега, Уди і Оскіл (Харківська область), р. Красна (нижче і вище с. Нижня Дуванка) та р. Деркул (Луганська область), р. Бичок і Жеребець (Донецька область). Виділення декількох контрольних створів дозволило нам виявити просторові відмінності іонного складу біогенних елементів у поверхневих водах басейну р. Сіверський Донець. Проби відбирали в червні 2019 року за допомогою скляного батометра. З батометра пробу, без фільтрування, переливали у поліетиленову тару і в подальшому, в лабораторних умовах Інституту гідробіології НАН України, проводили визначення вмісту іонів за загальноприйнятими методиками (Осадчий та ін., 2008).

Як відомо, вміст нітратів, нітритів, амонійного азоту та неорганічного фосфору є важливими показниками хімічного складу води, які використовуються при проведенні екологічної оцінки та визначення екологічного стану чи потенціалу. Слід зауважити, що вміст як азотомістких сполук, так і фосфору в басейні р. Сіверський Донець сильно

коливався, що пов'язуємо із різним техногенним та антропогенним впливом на досліджуванні області. Наявність амонійних сполук у воді, частіше за все, обумовлюється забрудненням її неочищеними або недостатньо очищеними стічними водами. Крім цього, іони амонійного азоту можуть утворюватися у водоймі в результаті мінералізації органічних речовин.

У водотоках басейну р. Сіверський Донець вміст іонів амонійного азоту в червні 2019 року коливався в межах 0,012–0,351 мг N/дм³, за виключенням річки Уди, де був зафіксований його максимальний вміст (14,725 мг N/дм³). Очевидно високий вміст амонійного азоту у р. Уди може бути пов'язаний із розташуванням у її водозбірній площі території центрального економічного регіону Харківської області, де широко розвинена обробна та легка промисловість, виробництво будівельних матеріалів та машинобудівні комплекси, а також знаходяться найбільш густозаселені райони області. Із літературних даних відомо, що вода, особливо в середній і нижній течії, забруднена відходами промислових підприємств, внаслідок чого, води річки Уди відносять до забруднених (Васенко та ін., 2006). Доволі таки на високому рівні був вміст іонів амонію в р. Бичок (0,351 мг N/дм³), хоча він є набагато нижчим, в порівнянні з р. Уди. Такі значення амонійного азоту можуть бути пов'язані із активними процесами трансформації органічних речовин в літній період (процесами лізису та автолізу клітин відмерлого фітопланктону). Адже, як відомо із літератури, більш швидкий прогрів води ділянок річки сприяє інтенсифікації процесів амоніфікації, про що свідчить позитивна кореляційна залежність між значеннями температури і концентраціями іонів NH₄⁺ ($r = 0,68$ при $p = 0,043$). Вміст амонійного азоту у р. Тетлега і Красна (вище с. Нижня Дуванка) та Оскіл в 1,4–1,7 рази нижча, ніж в районі р. Бичок. Ще нижчий вміст іонів амонію був зафіксований на річках Жеребець, Сіверський Донець та Красна (нижче с. Нижня Дуванка), а мінімальні його значення – у річці Деркул (0,112 мг N/дм³).

Нітрити, як відомо, займають проміжну сходинку в ланцюзі бактеріальних процесів окислення амонійного азоту до нітратів (нітрифікація) і, навпаки, відновлення нітратів до азоту та аміаку (денітрифікація). Тому вміст азоту нітритного та нітратного більшою мірою пов'язаний саме із процесами нітрифікації, хоча також залежить і від кисневого режиму. Концентрації нітритів протягом періоду даного дослідження характеризувалися низькими величинами (0,001 – 0,015 мг N/дм³), що зазвичай характерно для водойм і водотоків зі сприятливим кисневим режимом. Однак відзначаються ділянки (р. Сіверський Донець і р. Оскіл) на яких вміст нітритів різко зростає до 0,025 мг/дм³, що може бути пов'язаний із наявністю значних площ змитих або ерозійних ґрунтів, а посилена ерозія ґрунту на водозборі річки, як відомо, призводить до скорочення довжини їх річкової мережі, замулення джерел, підвищеної міграції хімічних елементів з ґрунту і значною акумуляції донних відкладень (Васенко та ін., 2006). Максимальні показники нітритів були зафіксовані на річці Уди і становили 0,761 мг/дм³, що корелює із високим вмістом іонів амонійного азоту.

Вміст нітратів практично на всіх досліджуваних водотоках був високим, за виключенням р. Бичок – 0,052 мг N/дм³ та Красна (вище с. Нижня Дуванка) – 0,043 мг N/дм³. Максимальний вміст нітрат-іонів становив 0,707 мг N/дм³ на р. Оскіл. Як відомо, високий вміст нітрат-іонів асоційований із нормальним кисневим режимом та природними процесами нітрифікації, низький – з порушенням кисневого режиму і як наслідком – круговороту азоту в цілому. Для того щоб робити подібні висновки необхідно загалом проаналізувати частку нітрат-іонів у загальній кількості сполук мінерального азоту. Проведені нами розрахунки показали, що частка амонійного азоту у воді річок Оскіл, Деркул, Красна (нижче с. Нижня Дуванка) та Жеребець складає від 23 до 35 % від загальної кількості сполук мінерального азоту. Процеси нітрифікації призводять до зростання (від 62 до 74 %) частки нітратних іонів у водах цих річок, що вказує на давнє забруднення (в попередні роки). Частка перехідної ланки – нітрит-іонів становить стабільно для всіх вище вказаних річок 3%. Згідно літературних даних, у річках Донецького кряжа є переважаючим нітрат-іони і їх частка коливається в межах від 71 до 80 % (Ухань, 2012). У р. Красна (вище с. Нижня Дуванка) і Бичок частка

амонійного азоту практично в 2,5–3,5 рази є вища, ніж у вище згаданих річках і складає відповідно 84 і 87 %, а нітратних іонів - лише 15 і 13 % від загальної кількості сполук мінерального азоту, що може свідчити про свіже забруднення або порушення кисневого режиму. Для р. Уди частка амонійного азоту у воді складає аж 94 %, а нітрит-іонів – 5% від загальної кількості сполук мінерального азоту, що знову ж таки може бути пов'язане із літньою активністю фітопланктону (зокрема, здатністю діатомових і зелених водоростей відновлювати нітрати до нітритів), свідченням чого є помітне зменшення частки нітрат-іонів (1%), або з нещодавнім забруднення.

Порівнюючи наші дані із літературними (за період 1993–2008 рр.), ми відмітили збільшення практично вдвічі іонів амонійного азоту (з 55 % до 94 %), що може бути пов'язано із порушенням процесів нітрифікації, оскільки частка нітратних іонів у воді річки становила до 40 % (Ухань, Осадчий, 2012), а у нас лише – 1%. Проведені розрахунки для річок Тетлега і Сіверський Донець показали, що частки амонійних і нітратних іонів у воді складає практично порівно, близько 50% від загальної кількості сполук мінерального азоту, що може свідчити про постійне забруднення цих вод азотвмісними сполуками.

Фосфор у поверхневих водах, як відомо, є більш консервативнішим елементом, ніж азот (Ухань, Осадчий, 2012). Більша його частина, яка використовується гідробіонтами, повертається до водного середовища. У незабруднених природних водах концентрація загального розчиненого фосфору (мінерального та органічного) змінюється від 0,005 до 0,2 мг/дм³, у забруднених водах – може досягати декількох міліграмів в 1 дм³. Серед річок басейну Сіверського Дінця максимальний вміст сполук мінерального фосфору характерний для вод р. Уда (2,292 мг Р/дм³). Такий високий вміст іонів фосфору, швидше за все, пов'язаний із активною господарською діяльністю людини, що є важливим чинником підвищення вмісту сполук фосфору в поверхневих водах, оскільки, як відомо, р. Уди приймає стічні води м. Харків. Вміст фосфору для решти річок басейну є незначним – у межах від 0,077 до 0,5 мг Р/дм³. Причому мінімальна його кількість зафіксована в річках Бичок (0,077 мг Р/дм³) і Деркул (0,09 мгР/дм³), середні показники (близько 0,2 мгР/дм³) характерні для рік Тетлега, Жеребець, Красна. В 2,5 рази вищими, в порівнянні із середніми показниками, є показники для річок Оскіл і Сіверський Донець.

Підводячи підсумки можна зауважити, що якщо колись для верхньої частини басейну р. Сіверський Донець (р. Уда, р. Оскіл) характерне було переважання азоту у формі NH_4^+ (Ухань, Осадчий, 2012), то станом на червень 2019 року для річки Оскіл характерне переважання NO_3^- форми, а для р. Уда – NH_4^+ . Якщо для середньої та нижньої частини басейну р. Сіверський Донець (річки Борова, Червона, Казенний Торець з притоками, Лугань, Мокра Плотва) чітко виражена наявність нітратної форми NO_3^- , що пов'язують як із внутріводоюмовими процесами (насамперед з процесами нітрифікації – окиснення амонійних іонів за наявності кисню під дією нітрифікуючих бактерій), так і з надходженням унаслідок вимивання з ґрунтового комплексу (Ухань, Осадчий, 2012), то в наших дослідженнях переважання нітратної форми NO_3^- , крім вище зазначеної р. Оскіл, було характерне для річок Деркул, Красна (нижче с. Нижня Дуванка), Жеребець. Переважання азоту у формі NH_4^+ було зареєстровано для р. Красна (вище с. Нижня Дуванка), р. Бичок. Майже однакові частки NH_4^+ (54% і 53%) і NO_3^- (46% і 41%) зафіксовані у річках Тетлега і р. Сіверський Донець. Вміст іонів фосфору у більшості водотоків басейну р. Сіверський Донець є низьким, за виключенням р. Уди, Оскіл та власне самої р. Сіверський Донець.

**Публікацію підготовлено за підтримки гранту НАН України дослідницьким лабораторіям/групам молодих вчених НАН України для проведення досліджень за пріоритетними напрямками розвитку науки і техніки (КПКВК 6541230) за проектом «Біоіндикація та біотестування стану водних екосистем у зв'язку зі зміною державної політики у сфері поверхневих вод України», договір №7/2019 від 04 лютого 2019 р. (Держ. реєстр. номер 0118U005432).*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Васенко О.Г., Лунгу М.Л., Ільєвська Ю.А., Клімов О.В. та ін. Комплексні експедиційні дослідження екологічного стану водних об'єктів басейну р. Уди (суббасейну р. Сіверський Донець) // Харків: Видавничий Дім «Райдер» 2006. – 154 с.

Вплив природних та антропогенних чинників на формування режиму біогенних елементів у поверхневих водах басейну Сіверського Дінця / О.О. Ухань, В.І. Осадчий // Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту: Зб. наук. пр. – 2012. – Вип. 261. – С. 163–178.

Осадчий В. І., Набиванець Б. Й., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. Київ: Ніка-Центр, 2008. – 655 с.

УДК 556.114.6 (282.247.364)

К.В. КОСТЮК, О.М. ЛЄТИЦЬКА, М.І. ЛІНЧУК

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

МІНЕРАЛЬНИЙ СКЛАД ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В БАСЕЙНІ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ*

Як відомо, найбільшою річкою на сході України є Сіверський Донець, ресурси якого дуже інтенсивно використовуються, в результаті чого ми спостерігаємо погіршення екологічної ситуації, в тому числі і зміни хімічного стану. У зв'язку з чим, водотоки даного регіону повинні бути всебічно вивченими, поки їх гідрохімічний режим та власне мінеральний склад, залишається в більш менш природному стані, що в подальшому дозволить оцінити ступінь впливу антропогенного фактору на поверхневі води даного басейну та визначити типоспецифічні умови.

Нами досліджено дев'ять масивів поверхневих вод (МПВ) в басейні р. Сіверський Донець. Крім власне р. Сіверський Донець (Донецька область) були обстежені ще інші МПВ, що впадають в неї – річки Тетлега, Уди і Оскіл (Харківська область), р. Красна (нижче і вище с. Нижня Дуванка) та р. Деркул (Луганська область), р. Бичок і Жеребець (Донецька область). Виділення декількох контрольних створів дозволило нам виявити просторові відмінності мінерального складу у поверхневих водах басейну р. Сіверський Донець. Проби відбирали в червні 2019 року за допомогою скляного батометра. Далі пробу, без фільтрування, переливали у поліетиленову тару і в подальшому, в лабораторних умовах, проводили визначення вмісту іонів згідно загальноприйнятих методик (Осадчий та ін., 2008).

Дослідження показали, що загальна мінералізація поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець та її водотоків істотно відрізнялась (757,7–1358,06 мг/дм³) в червні 2019 року. Найменші її значення були зареєстровані для таких водотоків, як Оскіл (757,7 мг/дм³), Сіверський Донець (924,85 мг/дм³) та Уди (971,84 мг/дм³). Підвищена мінералізація характерна для річок Красна та Жеребець (1049–1229 мг/дм³), що належать до лівих приток басейну р. Сіверський Донець. Максимальні значення ми зафіксували для річок Бичок (права притока басейну р. Сіверський Донець) та Деркул (ліва притока басейну р. Сіверський Донець), які становили понад 1300 мг/дм³. В загальному можна констатувати, що більшість поверхневих вод даного басейну є сильно мінералізованими. В просторовій конфігурації басейн р. Сіверський Донець можна характеризувати таким чином: північна частина – невисокі значення мінералізації, середня частина (в основному лівобережні притоки) – помірні значення, а південна частина разом із правобережними притоками є сильно мінералізованою.

Слід зауважити, що дослідження проводились в літній період (період літньої межени), тому необхідно враховувати той факт, що саме в цей період водне живлення

відбувається за рахунок ґрунтових вод, що, швидше за все, може призвести до дещо вищих показників загальної мінералізації, в порівнянні із іншими порами року.

Як правило, збільшення мінералізації обумовлено збільшенням вмісту гідрокарбонатних іонів. У наших дослідженнях для більшості водотоків домінуючим аніоном був саме гідрокарбонатний, що пов'язано із геологічними умовами, а саме переважанням крейди, вапняку та доломітів в якості підстилаючих порід.

За весь період спостережень, зміна вмісту цього іону повністю повторює динаміку змін мінералізації води. Так, максимальний вміст гідрокарбонатних іонів було зафіксовано для р. Бичок – 427 мг/дм³. Очевидно, такий високий показник обумовлений ще й додатковим техногенним навантаженням від содового заводу м. Слов'янська, що розташований недалеко від річки. Подібна ситуація характерна і для річки Червона (содовий завод м. Лисичанськ), в якій вміст гідрокарбонатних іонів коливається в межах 341,6–366 мг/дм³. Мінімальні показники зафіксовані для власне р. Сіверський Донець – 268,4 мг/дм³. Для решти досліджуваних водотоків цей показник коливався в межах 293–372 366 мг/дм³.

Із літературних даних відомо, що для поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець характерним є гідрокарбонатно-кальцієвим тип, що й пояснює високий вміст катіонів кальцію у його водотоках (Ухань, Осадчий, 2010). Зокрема, максимальні показники відмічені для р. Бичок (308,6 мг/дм³), а мінімальні – р. Тетлега (84,17 мг/дм³), Уди та Оскіл (104,21 мг/дм³), дещо вищими вони є для р. Сіверський Донець 112,22 мг/дм³. Для решти досліджуваних водотоків вони знаходяться в діапазоні 128–190 мг/дм³.

Вміст іонів магнію у поверхневих водах басейну р. Сіверський Донець коливається в межах 17–63 мг/дм³. Винятком є р. Бичок, де зафіксовано максимальний показник – 128,79 мг/дм³. В два рази він є нижчим для річки Жеребець, порівняно із р. Бичок. Мінімальні показники характерні для р. Оскіл (17 мг/дм³). Дещо вищими від мінімального показника є вміст іонів магнію у річках Тетлега та Уди (21,87 і 29,16 мг/дм³). В 2–3 рази вміст іонів магнію є вищим для решти річок, порівнюючи із мінімальним значенням. Тобто як, бачимо для північної частини басейну р. Сіверський Донець, яка зосереджується в Харківській області характерний найменший вміст цих іонів. Середні показники іону магнію характерні для водотоків басейну р. Сіверський Донець Луганської області (Красна і Деркул). Найвищі показники зафіксовані в основному для водотоків Донецької області (річок Жеребець, Бичок), за виключенням р. Сіверський Донець, де цей показник становив лише 36,45 мг/дм³.

Порівняння вмісту катіонів кальцію і магнію показує, що жорсткість поверхневих вод водотоків басейну р. Сіверський Донець обумовлена переважно катіонами кальцію. Вміст же катіонів магнію для річок Оскіл, Деркул, Тетлега, Уди невеликий і становить близько 10–20% від загального вмісту цих двох іонів у воді. Для водотоків Бичок, Жеребець, Сіверський Донець та Красна вода характеризується підвищеним вмістом іонів магнію до 30% (від загального вмісту цих двох іонів у воді), що може бути пов'язано із підстилаючою породою доломітом, а також доломітизованим вапняком, який включає в себе MgO (CaMg(CO₃)₂).

Ще одним чинником, який впливає на величину загальної мінералізації є хлорид-іони. Відомо, що головним джерелом хлоридів у поверхневих водах є магматичні породи, що містять мінерали, до складу яких входить хлор (содаліт, хлорапатит), та соленосні відклади, переважно галіт. Хлориди потрапляють у воду також з атмосферними опадами та з промисловими стічними водами.

Для північної частини басейну р. Сіверський Донець, зокрема для річок Оскіл та Уди, характерні мінімальні значення хлорид-іонів, що становлять відповідно 53,18 мг/дм³ і 88,62 мг/дм³. У річці Тетлега ці показники майже в п'ять раз є вищими, порівнюючи із мінімальним показником (53,18 мг/дм³). Хімічний склад вод лівобережних приток степової частини басейну р. Сіверський Донець, як відомо,

формується в умовах недостатньої кількості опадів, що спричиняє соленакопичення у ґрунтах (Ухань, Осадчий, 2010), що ми в принципі і спостерігали у наших дослідженнях. Так, для річок Красна вміст іонів хлору коливався в межах 148,89–209,16 мг/дм³, а для Жеребець він становив 202,06 мг/дм³, для Сіверський донець – 159,53 мг/дм³ відповідно. Що стосується правобережних приток, в нашому випадку це річка Бичок, то вони протікають у межах структурно-денудаційної області Донецького кряжу, який складений галогенними та сульфатними відкладами, в області залягання потужних шарів кам'яної солі (соленосних порід) (Ухань, Осадчий, 2010). Саме ці геологічні умови, а також власне сольовий завод м. Слов'янська спричинили максимальні показники даного іону в річці Бичок (478,58 мг/дм³).

Наступним компонентом мінерального блоку є сульфати, які у поверхневій воді річок потрапляють, головним чином, в результаті процесів хімічного вивітрювання, розчинення мінералів, що містять сірку, переважно гіпс та окисли сульфідів і сірки. Також джерелом сульфатів у водоймах є процеси відмирання організмів, окислення речовин органічного походження і підземний стік. Крім того, сульфати виносяться з промисловими (скляна, паперова, миловарна, текстильна промисловість), побутовими і сільськогосподарськими стоками (Клименко та ін., 2011).

В водах басейну Сіверського Донця вміст сульфатів змінюється в діапазоні від 104 до 296 мг/дм³. Слід звернути увагу, що кількість сульфат іонів у водах річок басейну Сіверський Донець доволі такий високий, що може бути пов'язаний безпосередньо із підприємствами промисловості та житлово-комунальними господарствами. В загальному слід відмітити тенденцію до збільшення вмісту сульфат іонів у водах басейну Сіверського Донця у напрямку зверху до низу за течією до впадіння в р. Дон.

Вміст іонів натрію та калію змінювався в діапазоні – 94,5–231,75 мг/дм³. Максимальний вміст відмічено для р. Тетлега (231,75 мг/дм³). Підвищений вміст цих іонів зареєстрований для р. Деркул (180,0 мг/дм³). Для річок Красна та Уди цей показник становив близько 140-150 мг/дм³, для Жеребець та Сіверський Донець – 100,75 і 124,25 мг/дм³ відповідно. Мінімальний вміст іонів натрію та калію був у поверхневих водах р. Оскіл (94,5 мг/дм³).

Підсумовуючи можна підкреслити, що коливання вмісту окремих іонів мінерального складу, перш за все, залежить від географічних умов та підстилаючих порід і лише в окремих випадках – від антропогенної діяльності.

**Публікацію підготовлено за підтримки гранту НАН України дослідницьким лабораторіям/групам молодих вчених НАН України для проведення досліджень за пріоритетними напрямками розвитку науки і техніки (КПКВК 6541230) за проектом «Біоіндикація та біотестування стану водних екосистем у зв'язку зі зміною державної політики у сфері поверхневих вод України», договір №7/2019 від 04 лютого 2019 р. (Держ. реєстр. номер 0118U005432).*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Клименко В.Г., Бойко Г.Г., Івашина А.О., Федь Н.С. Особливості формування хімічного складу води ріки Сіверський Донець // Проблеми безперервної географічної освіти і картографії: Збірник наукових праць. – Харків: ХНУ і. В.Н. Каразіна, 2011. – Вип. 13. – с. 45–50.

Осадчий В. І., Набиванець Б. Й., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. Київ: Ніка-Центр, 2008. – 655с.

Ухань О.О., Осадчий В.І. Закономірності формування хімічного складу поверхневих вод басейну Сіверського Дінця // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – Вип. 18. – 2010. – С.166–179

УДК 543.316:546.3:556.55

ОСОБЛИВОСТІ НАКОПИЧЕННЯ МЕТАЛІВ РІЗНИМИ ФРАКЦІЯМИ ЗАВИСЛИХ РЕЧОВИН У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМАХ

У поверхневих водних екосистемах метали знаходяться й мігрують у розчиненому стані, у складі колоїдно-дисперсних частинок та завислих речовин. Домінування тієї чи іншої форми металів залежить значною мірою від концентрації у природній воді органічних і завислих речовин, а також хімічних властивостей самих металів. Незалежно від того, яким чином відбувається зв'язування металів (за рахунок комплексоутворення чи адсорбції на поверхні зависі), їхня хімічна й біологічна активність істотно знижується, що важливо, передусім, з екологічних позицій (Линник, Набиванец, 1986; Мур, Рамамурти, 1987; Christensen, Li, 2014). Седиментація завислих речовин за умов уповільнення течії призводить до захоронення металів у складі донних відкладів водойм та їхнього вилучення з водного середовища, завдяки чому відбувається його самоочищення. Однак не слід нехтувати тим, що донні відклади за певних умов можуть бути джерелом вторинного забруднення води, що контактує з ними.

Серед найважливіших джерел надходження завислих речовин до поверхневих водних об'єктів слід зазначити вітрове перемішування і скаламучування донних відкладів, еолове перенесення, відмирання фіто- і зоопланктону, розкладання органічних речовин, а також продукти життєдіяльності гідробіонтів. Тому компонентний склад завислих речовин у поверхневих водах дуже різноманітний. До нього входять частинки неорганічного й органічного детриту, оксиди й гідроксиди феруму, мангану й алюмінію, глинясті мінерали, карбонати, фіто- й зоопланктон та інші частинки, що затримуються на поверхні мембранного фільтра з діаметром пор 0,45 мкм при пропусканні крізь нього природної води. Внаслідок фізико-хімічної адсорбції у складі зазначених частинок завислих речовин містяться метали, органічні речовини як природного, так і антропогенного походження, а також різноманітні забруднювальні речовини з вираженими токсичними властивостями, коли вони знаходяться в незв'язаному стані.

Концентрація металів у складі завислих речовин залежить не лише від компонентного складу, але й розміру частинок останніх. Найбільша адсорбційна здатність притаманна дрібнодисперсній фракції завислих речовин, яка найчастіше представлена оксидами й гідроксидами феруму й мангану. Якщо ж останні містять на своїй поверхні природні органічні сполуки, зокрема гумусові речовини, то це істотно підвищує їхню адсорбційну здатність стосовно металів. Певна частина металів знаходиться у складі органічної зависі, що представлена водоростями та бактеріями, відмирання та деструкція яких супроводжується трансформацією металів у розчинну форму.

Мета даної роботи полягає в узагальненні результатів дослідження ролі окремих за розміром частинок (фракцій) завислих речовин у накопиченні й міграції металів у поверхневих водоймах.

Для досліджень було обрано озера Нижній Тельбін та Вербне, що знаходяться в межах м. Києва та зазнають різного антропогенного навантаження. Якщо перше з них зазнає значного антропогенного впливу, то на друге цей вплив значно менший, однак воно належить до евтрофних водойм. В оз. Нижній Тельбін впадає р. Дарниця, до якої надходять зливні води промислової зони лівого берега міста, а також періодично води з високим вмістом завислих речовин із золо відвалу Дарницької ТЕЦ, що працює на вугіллі. Оз. Вербне знаходиться на правому березі в житловому масиві Оболонь та використовується переважно в рекреаційних цілях.

Завислі речовини у зазначених водоймах відрізняються як за своєю природою,

так і за вмістом у воді. В оз. Нижній Тельбін переважає зависль мінерального характеру, тоді як в оз. Вербному домінують завислі речовини органічного походження, представлені фітопланктоном і детритом. Це й стало причиною того, щоб з'ясувати, наскільки істотним може бути їхній вплив на міграцію металів та на розподіл останніх між різними фракціями завислих речовин.

Для вилучення завислих речовин з різним розміром частинок з природної води використовували нітроцелюлозні мембранні фільтри «Synpor» (Чехія) з діаметром пор 0,85, 0,40 і 0,23 мкм. Проби води послідовно пропускали через мембранні фільтри, починаючи від більшого до меншого діаметра пор. Отримували три фракції завислих речовин: >0,85 мкм, >0,40–0,85 і >0,23–0,40 мкм. Масу завислих речовин певного розміру встановлювали за різницею між масою фільтра до і після фільтрації, висушеного при 105° С з урахуванням об'єму відфільтрованої води. Концентрацію металів (Al, Fe, Mn, Cu, Cr і Mo) у складі завислих речовин визначали після «мокрого» спалювання мембранного фільтра із зависсю в суміші концентрованих нітратної (HNO₃) та сульфатної (H₂SO₄) кислот кваліфікації «х. ч.» (Zhezherya et al., 2016), використовуючи методики фотометричного, хемілюмінесцентного та каталітичного аналізу (Аналітична хімія поверхневих вод, 2007; Савранский, Наджафова, 1992; Линник и др., 1989; Набиванец и др., 1981; Linnik, 2003; Основы аналитической химии, 2001).

Загальна концентрація Al, Fe, Mn, Cr, Cu і Mo у воді оз. Нижній Тельбін протягом досліджуваного періоду знаходилась в межах відповідно 490–2104 мкг/дм³, 650–5851, 36,1–117,5, 14,3–58,2, 24,9–72,6 і 8,9–66,8 мкг/дм³. При цьому Al, Fe, Mn і Cr мігрували переважно в завислому стані, тоді як Cu і Mo знаходились головним чином в розчинній формі. Масова частка Al, Fe, Mn, Cr, Cu і Mo у складі завислих речовин становила відповідно 77,7–86,6%, 82,4–96,6, 45,6–56,9, 29,9–74,0, 25,1–33,4 і 22,2–36,1% від їхнього загального вмісту у воді. Вона знижується від верхньої до нижньої ділянки озера, що зумовлено седиментацією завислих речовин. У воді оз. Вербного загальна концентрація Al, Fe, Mn, Cr, Cu і Mo була значно нижчою, ніж в оз. Нижній Тельбін, – відповідно 116,1–142,3 мкг/дм³, 151,7–221,7, 22,4–85,1, 5,5–20,3, 25,2–33,7 і 4,0–6,5 мкг/дм³. Частка завислої форми Al, Fe, Mn, Cr і Cu також була нижчою. Передусім це стосується алюмінію і феруму, вміст яких у складі завислих речовин мінерального походження більший, ніж у складі зависі органічної природи. Масова частка Al, Fe, Mn і Cr в завислому стані знаходилась в межах відповідно 43,8–68,4%, 46,4–92,2, 30,5–70,4 і 0,7–93,4% загального вмісту кожного із зазначених металів. Купрум і молібден переважали в розчиненому стані – 81,9–84,4% Cu_{заг} і 56,6–66,7% Mo_{заг}. Звертає увагу на себе підвищення відносного вмісту молібдену у складі завислої форми в оз. Вербному порівняно з оз. Нижній Тельбін, що зумовлено, напевно, розвитком фітопланктону.

Протягом досліджуваного періоду масова частка завислих речовин з розміром частинок > 0,85 мкм у воді оз. Нижній Тельбін досягала 74,0–99,5%, а у воді оз. Вербного – 71,7–79,8% від загального вмісту у воді. Відносний вміст завислих речовин з розміром частинок > 0,4–0,85 мкм у цих водних об'єктах становив відповідно 0,3–24,3 і 9,6–24,5%. Масова частка завислих речовин з розміром частинок > 0,23–0,4 мкм варіювала в межах відповідно 0,2–8,0 і 3,8–10,6%. Різниця між цими водними об'єктами полягала у більш високому відносному вмісті завислих речовин з розміром частинок > 0,85 мкм у воді оз. Нижній Тельбін. Встановлено, що у складі саме цієї фракції завислих речовин з озер Нижній Тельбін і Вербне знаходилось 77,4–96,9 і 28,7–60,6% завислого Al, 46,1–96,9 і 13,0–60,0% завислого Fe, 36,4–96,9 і 49,4–82,4% завислого Mn, 39,6–90,8 і 12,1–27,7% завислого Cr відповідно. Отже, вирішальну роль у міграції досліджуваних металів у завислому стані в оз. Нижній Тельбін відіграють завислі частинки з розміром > 0,85 мкм. В оз. Вербному приблизно третина завислої форми металів мігрує у складі інших двох фракцій з розміром частинок відповідно

$> 0,4-0,85$ і $> 0,23-0,4$ мкм.

За розрахунками вмісту металу в 1 г кожної розмірної фракції завислих речовин встановлено, що зі зменшенням розміру останніх концентрація Al, Fe, Mn, Cr, Cu і Mo зростає відповідно від 4,4 до 188 мг/г, 4,2 до 286,5, 0,1 до 14,0, 0,1 до 9,7, 0,004 до 9,6 і 0,02 до 9,7 мг/г. Більше всього металів міститься у фракції з найменшим розміром частинок ($< 0,23-0,40$ мкм). Подібну картину розподілу органічного карбону та низки металів (Mg, Ca, Na, K, Cu і Zn) описано раніше авторами робіт (Douglas et al., 1993; Ran et al., 2000). Про зниження концентрації металів у складі завислих речовин у період водопілля, коли у їхньому складі збільшується масова частка грубодисперсної фракції, відмічено в роботі (Harrison, Wilson, 1985). Однак масова частка тонкодисперсної фракції зависеї з розміром частинок $< 0,23-0,40$ мкм, зазвичай, набагато нижча відносного вмісту грубодисперсної фракції з розміром частинок $> 0,85$ мкм, тому це створює ілюзію переважного перенесення металів водним потоком саме у складі цієї фракції.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Аналiтична хiмiя поверхневих вод / Б.Й. Набиванець та iн. – Киiв: Наук. думка, 2007. – 456 с.

Линник П.Н., Набиванець Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.

Линник П.Н., Лещинская А.А., Набиванець Б.И. О методических особенностях исследования сосуществующих форм хрома в природных водах // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 2. – С. 88–93.

Мур Д.В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. – Москва: Мир, 1987. – 286 с.

Набиванець Б.И., Линник П.Н., Калабина Л.В. Кинетические методы анализа природных вод. – Киев: Наук. думка, 1981. – 140 с.

Основы аналитической химии: Практ. Руководство / Под ред. Ю.А. Золотова. – Москва: Высш. шк., 2001. – 463 с.

Савранский Л.И., Наджафова О.Ю. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуолом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617.

Christensen E.R., Li A. Physical and chemical processes in the aquatic environment. – Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. – 2014. – 449 p.

Douglas G.B., Beckett R., Hart B.T. Fractionation and concentration of suspended particulate matter in natural waters // Hydrological Processes. – 1993. – Vol. 7. – P. 177–191.

Harrison R.M., Wilson S.J. The chemical composition of highway drainage waters. II. Chemical associations of metals in the suspended sediment // Sci. Total Environ. – 1985. – Vol. 43. – P. 79–87.

Linnik P.N. Complexation as the most important factor in the fate and transport of heavy metals in the Dnieper water bodies // Anal. Bioanal. Chem., 2003. – Vol. 376, N 3. – P. 405–412.

Ran Y., Fu J.M., Sheng G.Y. et al. Fractionation and composition of colloidal and suspended particulate materials in rivers // Chemosphere. – 2000. – Vol. 41. – P. 33–43.

Zhezherya V.A., Linnik P.N., Zhezherya T.P., Skobley M.P. Methodical peculiarities of the preparation of samples of suspended matter and bottom sediments // Hydrobiol. J. – 2016. – Vol. 52, N₂. – P. 83–100.

Н.С. ЛОБОДА, О.М. ГРИБ, Я.С. ЯРОВ, К.О. ГРИБ, П.А. ТЕРНОВИЙ
Одеський державний екологічний університет (ОДЕКУ),
Львівська, 15, Одеса 65016, Україна

ВОДООБМІН ТА ВОДОВІДНОВЛЕННЯ ЗАПЛАВНИХ ОЗЕР САФ'ЯНИ І ПОГОРІЛЕ НА ТЕРИТОРІЇ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «НИЖНЬОДНІСТРОВСЬКИЙ» ТА ШЛЯХИ ЇХ ПОЛІПШЕННЯ

Введення в експлуатацію Верхньодністровського гідроенергетичного вузла, який складається з Дністровського і буферного водосховищ, ГЕС-1, ГЕС-2, ГАЕС, а також початок значущих змін клімату (збільшення його посушливості) на території басейну Дністра (Белов, Гриб, Килимник, 2010), призвели до значного зменшення водності середньої та нижньої ділянок річки, включаючи річки Турунчук і Глибокий Турунчук, ерики, протоки, озера і плавні (Лобода, Тучковенко, Гриб, 2012). Наприклад, за даними вимірів на водомірному посту Гідроекологічного польового центру ОДЕКУ (в с. Маяки), середньорічний рівень води в пониззі Дністра за останні 20 років знизився на 25 см. Зменшення водності Дністра призвело до погіршення екологічного стану гирлової ділянки річки (у тому числі, в межах Національного природного парку «Нижньодністровський»), заплавних озер і плавнів, ериків між руслами річок і озерами, проток, судноплавних каналів, які є невід'ємною частиною водної екосистеми Дністра (Лобода, Дорофєєва, 2011).

Для поліпшення екологічної ситуації в нижній частині Дністра та збереження унікальних плавневих ландшафтів гирлової ділянки річки, з якими пов'язане підтримання біологічного різноманіття і формування якості води необхідні штучні екологічні попуски води з Дністровського водосховища (санітарно-екологічні та репродукційні або нерестові). Нажаль, через нестачу води в Дністровському водосховищі (або з інших причин) ці попуски не завжди здійснюються або відбуваються поза терміном нересту риб, що спричинило деградацію біоценозів озер, ериків, проток і каналів, зменшення популяцій живих водних біоресурсів, акумуляцію рослинних залишків (заболочування) та заростання акваторій водних об'єктів вищими водяними рослинами, високий вміст органічних речовин тощо (Белов, Гриб, 2009).

Одним з ефективних способів поліпшення екологічного стану заплавних озер (в умовах зменшення водності річок, збільшення посушливості клімату та антропогенного впливу у вигляді інтенсивного регулювання стоку водосховищами і ГЕС) є посилення їх водообміну з річковою мережею шляхом відновлення старих, зараз недіючих ериків і проток, розширення і поглиблення існуючих, створення нових (Гриб, 2011). За результатами досліджень проф. В.М. Тімченка (Тімченко, 2006) визначено, що для підтримання «доброго» екологічного стану озер водообмін має складати від 3 до 14 діб. Отже, для поліпшення екологічного стану та підвищення біопродуктивності заплавних озер необхідно визначити параметри ериків і проток, які треба відновити (створити), щоб забезпечити сприятливий водообмін з русловою річковою мережею.

На прикладі озер Саф'яни і Погоріле отримані дані про водообмін у сучасному стані водойм та після проведення робіт з поліпшення умов їх гідравлічного зв'язку з руслом р. Турунчук і каналом до м. Біляївка (Звіт про НДР, 2018). Розрахунок водообміну та водовідновлення озер проведений за формулами річкової гідравліки (Тімченко, 2006; Іваненко, Белов, Гриб, 2009). Пошук оптимальних умов гідравлічного зв'язку виконувався на базі імітаційного моделювання при різних морфометричних характеристиках ериків та проток з використанням середніх значень добових приростів рівнів води, які виникають в результаті вітрового підпору на досліджуваній ділянці річок Дністер і Турунчук. Визначено, що у сучасний період водообмін озер Саф'яни і Погоріле дуже слабкий і дорівнює в середньому 0,67% за добу, тобто період повного водообміну цих озер становить 5 місяців. У той же час, за рахунок процесів

перемішування річкових і озерних вод відбувається поступове водовідновлення, яке в оз. Погоріле складає 1,44% за добу (тобто період повного водовідновлення озера дорівнює 70 діб), а в оз. Саф'яни – 2,05% за добу (період водовідновлення – 49 діб).

Отримані результати можна пояснити незадовільними умовами водообміну озер Саф'яни і Погоріле із р. Турунчук і каналом до м. Біляївка в сучасний період, а також існуючими морфометричними характеристиками (насамперед, глибиною і шириною, які є дуже малими) ериків і проток, крізь які здійснюється зовнішній водообмін.

За даними експедиційних досліджень ОДЕКУ в 2018 р. встановлено, що водообмін оз. Погоріле відбувається всього через два ерики, один з яких з'єднаний із річкою Турунчук, другий із каналом, що йде до міста Біляївка. Водообмін оз. Саф'яни реалізується, головним чином, крізь один ерик, який з'єднує південно-східну частину озера із каналом до м. Біляївка, а другий ерик, призначений для водообміну північної частини озера з р. Турунчук, останні кілька років не діє.

На слабкий водообмін озер у сучасний період також вказують характеристики їх донних відкладів. Дослідженнями вчених ОДЕКУ встановлено, що в озерах Саф'яни і Погоріле верхні шари донних відкладів являють собою напіввідкий мул чорно-сірого кольору з землястим запахом та включеннями черепашок і залишків водяних рослин. Сучасні характеристики ґрунтів дна цих озер незначно відрізняються тільки за величинами відносної вологості та вмістом органічних речовин: в оз. Саф'яни вони є дещо вищі, ніж в оз. Погоріле. Зауважимо, що наслідком незадовільних умов водообміну є також інтенсивна акумуляція на дні озер Саф'яни і Погоріле значної кількості органічних речовин автохтонного походження. Визначено, що за станом на листопад 2018 р. шар донних відкладів в цих озерах досягав 1,5–2,0 м (Звіт про НДР, 2018). Крім того, під час натурних гідроекологічних досліджень русел каналу, ериків і проток виявлено, що в період межені при глибині води менше 1,0 м рух човнів і катерів призводить до значного збовтування існуючих донних відкладів. Це викликає:

- різке збільшення каламутності води за всією глибиною (майже в 8 разів);
- зменшення прозорості води (з більш ніж 1 м до 0 м);
- вторинне забруднення води (у тому числі, значною кількістю органічних речовин, раніше акумульованих в донних відкладах);
- зниження концентрації розчиненого у воді кисню (за рахунок його втрат на окислювання органічних речовин і процеси їх аеробної деструкції);
- появу сірководню і погіршення інших показників якості води.

Проведені розрахунки водообміну і водовідновлення даних озер в умовах розширення (до 5,0 м) і поглиблення (до 2,0 м) всіх ериків і проток, в тому числі недіючих у сучасний період, показали, що добовий водообмін оз. Погоріле збільшиться у 8,1 рази (до 5,43% за добу), а оз. Саф'яни – у 6,2 рази (до 4,13% за добу). При такому водообміні період повної заміни «старих» озерних вод на «нові» річкові в оз. Погоріле складе 18 діб, а в оз. Саф'яни – 24 доби. Також встановлено, що за рахунок одночасного надходження річкових вод через ерики в різні частини розглянутих озер, значно збільшаться обсяги змішаної води, тому величини добового водовідновлення теж збільшаться (до 8,8% за добу – в оз. Погоріле, до 12,5% за добу – в оз. Саф'яни). У такому разі періоди повного водовідновлення озер зменшаться до 11 діб в оз. Погоріле та до 8 діб – в оз. Саф'яни.

Слід зазначити, що при збільшенні значень добових приростів рівня води в руслі р. Турунчук величини водообміну та водовідновлення озер будуть збільшуватися, а періоди водообміну та водовідновлення – зменшуватися. Наприклад, якщо добовий приріст рівня води, зокрема, при південному вітрі (спрямованому проти течії річок Дністер і Турунчук), складе 30 см за добу, то водообмін в озерах Погоріле і Саф'яни зросте, відповідно, до 20 і 16% за добу, а періоди водообміну зменшаться до 5–6 діб.

В результаті проведених досліджень (вимірювань і розрахунків) була підтверджена необхідність проведення якнайшвидшого розчищення і поглиблення

русел каналу від р. Турунчук до м. Біляївка, ериків і проток до озер Саф'яни і Погоріле.

З урахуванням сучасного стану озер Саф'яни та Погоріле, установлених у ході натурних визначень морфометричних характеристик і товщини шару донних відкладів ериків та проток (0,9–1,5 м) нами рекомендується їх розчищення (розширення не менш ніж до 5,0 м і поглиблення до 2,0 м). Проведення цих заходів значно поліпшить гідравлічні характеристики даних водотоків, що буде сприяти в майбутньому «промиванню» озер Саф'яни і Погоріле та забезпечить їх стабільний водообмін з р. Турунчук і каналом до м. Біляївка.

Слід також зазначити, що під час натурних експедиційних обстежень ОДЕКУ в 2018 р. (Лобода, 2018) було встановлено, що окремі ділянки деяких ериків і проток, наприклад, до оз. Погоріле, нещодавно (у період з 2007 по 2017 рр.) вже були штучно розширені (до 5,0 м і більше) та поглиблені (в середньому до 2,1 м).

Таким чином, з урахуванням усіх отриманих даних рекомендуємо розширити всі ерики та протоки не менш ніж до 5,0 м і здійснити їх поглиблення до 2,0 м. Такі нові розміри проток і ериків будуть сприяти не тільки підтриманню умов водообміну, водовідновлення й «доброго» екологічного стану озер Саф'яни і Погоріле, але й утворять безпечний безперешкодний рух моторних і веслових маломірних суден (човнів і катерів) на цих водних об'єктах. Це, в свою чергу, буде перешкоджати заростанню водного перерізу проток і ериків очеретом та іншими водяними рослинами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Белов В.В., Гриб О.М. Екологічні проблеми заплавної водойми річки Дністер та шляхи їх вирішення (на прикладі озера Біле) // IV Всеукраїнська наукова конференція «Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія»: Збірник тез доповідей, Луганськ, 29 вересня – 2 жовтня 2009 р. – Луганськ: СНУ ім. В. Даля, 2009. – С. 5–7.

Белов В.В., Гриб О.М., Килимник О.М. Сучасний гідроекологічний стан гирлово-плавневої системи річки Дністер та перспективи його поліпшення // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2010. – Т.18. – С. 180–186.

Гриб О. М. Проблеми водообміну в екосистемі «русло-плавні-лиман» гирлової ділянки річки Дністер та шляхи їх вирішення // VII міжнародна науково-практична конференція молодих вчених по проблемам водних екосистем «Pontus Euxinus – 2011», присвячена 140-річчю ІБПМ НАН України, Севастополь, 24–27 травня 2011 р. – Севастополь: ЕКОСІ-Гідрофізика, 2011. – С. 81–82.

Звіт про НДР «Оцінка екологічного стану каналу (від м. Біляївка до річки Турунчук) і проток, які розташовані на території Біляївської об'єднаної територіальної громади та розробка рекомендацій з поліпшення їх стану в майбутньому» (остаточний), № держ. реєстр. 0118U002392 / Наук. кер. Н.С. Лобода. – Одеса: ОДЕКУ, 2018. – 139 с.

Іваненко О.Г., Белов В.В., Гриб О.М. Практична гідроекологія. – Одеса: ТЕС, 2009. – 75 с.

Лобода Н.С., Дорофєєва В.П. Стан водних ресурсів р. Дністер за сценаріями глобального потепління // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.3(24). – С. 36–44.

Лобода Н.С., Тучковенко Ю.С., Гриб К.О., Килимник О.М., Белов В.В., Гриб О.М. Сучасний гідроекологічний стан і проблеми водообміну в екосистемі гирлової ділянки річки Дністер та рекомендації щодо їх вирішення // Всеукраїнська науково-практична конференція «Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення»: Збірник статей за матеріалами доповідей, Одеса, 12–14 вересня 2012 р. – Одеса: ТЕС, 2012. – С. 113–117.

Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины. – Киев: Наук. думка, 2006. – 384 с.

УДК 556.31

Н.С. ЛОБОДА, О.В. СМАЛІЙ
Одеський державний екологічний університет,
Львівська, 15, Одеса 65016, Україна

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЯКОСТІ ВОД РІЧОК БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ НА ПОЧАТКУ ХХІ СТОРІЧЧЯ

Річка Сіверський Донець є найбільшою річкою Східної України, але її водність значно менша від водності інших великих річок України (Дунай, Дністер, Дніпро). Середній багаторічний об'єм стоку р. Сіверський Донець становить $4,32 \text{ км}^3$ у створі Кружилівка, який є останнім створом перед виходом річки з території України при площі водозбору рівній 73200 км^2 . Невелика водність річки обумовлена як кліматичними умовами, так і значним антропогенним впливом. У 90-ті роки минулого сторіччя водоспоживання річки було близьким до об'ємів річного стоку (Вишневецький, 2000). Згідно із гідрологічним районуванням верхня частина басейну належить до зони достатньої водності (Верхньооскольська-Сіверськодонецька підобласть підвищеної водності), середня та нижня частини басейну знаходяться у зоні недостатньої водності (Сіверськодонецько-Дніпровська область недостатньої водності, яка відповідає за своїм розташуванням степовій географічній зоні). У межах степової зони, на правобережжі, виділяється Донська північно-стєпова провінція, де знаходяться притоки р. Сіверський Донець, які беруть початок з Донецького Кряжу. Основна частина річного об'єму стоку води формується у період весняного водопілля, внесок якого у річному стоку змінюється від 70–80% у багатоводні роки до 50–60% – у маловодні. При переході від лісостєпової до степової зони іонний склад води змінюється з гідрокарбонатно-кальцієвого класу до сульфатного і сульфатно-хлоридного. На формування сольового складу води впливають скиди високомінералізованих шахтних вод промпідприємств Донбасу.

Зміни клімату, які відбуваються на території України з кінця ХХ сторіччя, впливають на розподіл і міграцію біотичних складових прісноводних екосистем (Романенко, 2010). М'які зими, скорочення їх тривалості та наявність відлиг сприяють зменшенню максимумів весняного водопілля, зниженню інтенсивності і часу вертикального перемішування води, що призводить до негативних явищ, передусім в абіотичних компонентах водних екосистем (Тімченко, 2006) та впливає на ріст, розвиток і відтворення гідробіонтів.

Метою роботи було виявлення основних тенденцій змін якості вод басейну річки Сіверський Донець, які відбуваються на початку ХХІ сторіччя в умовах змін клімату та існування значного антропогенного навантаження.

Дослідження закономірностей коливань річних сум опадів, середніх річних температур повітря та річного стоку в басейні р. Сіверський Донець були виконані на основі аналізу різницевих інтегральних кривих та хронологічних рядів стоку. Установлено, що з кінця ХХ і на початку ХХІ сторіччя гідрометеорологічний режим на водозборі річки характеризується наявністю маловодних фаз у коливаннях опадів (з 2003 р.), річного стоку (з 1998 р.) та існуванням довготривалої посушливої фази, яка почалася в 30-тих роках минулого сторіччя й продовжується до теперішнього часу (на початку 90-х років минулого сторіччя зростання середніх річних температур повітря стало більш інтенсивним). Виявлено існування статистично значущих від'ємних трендів у коливаннях як річного, так і максимального стоку весняного водопілля. Таким чином, в сучасних умовах формування якості води відбувається на фоні низької водності річок і зменшення стоку весняного водопілля.

Для оцінки якості води у річках, які належать до водозбору р. Сіверський Донець, використано методику визначення узагальненого індексу стану вод I_{CB} , розроблену в ОДЕКУ (Юрасов та ін., 2012). Запропонована методика близька за

загальним підходом до методики визначення узагальненого екологічного індексу I_E (Романенко та ін., 1998), але на відміну від нього дозволяє усунути ефект надмірного згладжування.

Оцінки якості вод надавалися за даними гідрохімічних та гідрологічних спостережень з бази даних Київської центральної геофізичної обсерваторії. Індекси оцінки стану вод розраховувались за такими блоками показників: 1) мінералізація; 4) із токсикологічною ЛОШ; 5) із санітарно-токсикологічною ЛОШ; 6) із органолептичною ЛОШ; 7) із рибогосподарською ЛОШ. Для усіх блоків при розрахунках якості води використовувалось ГДК забруднювальних речовин рибогосподарського використання. Розрахунки за блоком радіаційної дії не проводились через недостатність вихідної інформації.

Розрахунки виконані за даними гідрохімічних спостережень для періоду 1985–2015 рр. для таких річок: р. Уди в 9 км нижче м. Харків (створ № 13556); р. Борова – створ № 13568 (м. Сєвєродонецьк (2,5 км від міста)), р. Кривий Торець - створ № 13563 (м. Дружківка, у межах міста), а також для створу головної річки р. Сіверський Донець, розташованого в 9 км нижче міста Лисичанськ, створ № 13553). Розглянуті річки та їх водозбори (Уди, Борова, Кривий Торець) належать до різних фізико-географічних зон та провінцій. Річка Уди (права притока р. Сіверський Донець, площа водозбору F дорівнює 1894 км^2) знаходиться у північно-лісостеповій частині водозбору р. Сіверський Донець. Річка Борова (ліва притока р. Оскол, $F=98,6 \text{ км}^2$) відноситься до степової зони. Річка Кривий Торець (права притока р. Казенний Торець, $F=5410 \text{ км}^2$) бере початок з Донецького Кряжу. Річки Уди та Кривий Торець зазнають значного антропогенного навантаження. На гідрохімічний режим р. Уди впливають скиди стічних вод м. Харків, об'єм яких може перевищувати об'єм річкового стоку (Романенко, 2004), а на режим річки Кривий Торець чинять вплив скиди промислових підприємств та скиди шахтних вод. На водозборі річки Борова знаходиться найменша кількість підприємств. Якість води у головній річці Сіверський Донець (9 км нижче міста Лисичанськ) формується під впливом багатьох чинників як природного, так і антропогенного походження, серед яких значне місце посідає приплив високо мінералізованих та забруднених вод від річок Донбасу.

На основі аналізу узагальненого індексу стану вод встановлено, що екологічний стан вод розглянутих річок був найгіршим у 90-ті роки минулого сторіччя. На початку ХХІ сторіччя він покращився, але залишається далеким від “доброго”. Найвищі значення узагальненого індексу стану вод I_E (збільшення значення індексу відповідає зростанню забруднення і погіршенню гідроекологічного стану вод) припадають на річку Кривий Торець, найнижчі – на р. Борову. Річка Борова характеризується стабільним екологічним станом, але з незадовільною якістю (вода “брудна” та “помірно забруднена”). На річках Уди, Кривий Торець та Сіверський Донець (9 км нижче м. Лисичанська) категорія якості води протягом років змінилася з “дуже брудної” у 90-ті роки до “брудної” у теперішній час. Відносно “покращення” якості води насамперед пов'язується зі зменшенням обсягів виробництва, але вагомий внесок у формування якості води вносить зменшення максимального стоку весняного водопілля. Саме у період водопіль відбувається інтенсивний змив забруднювальних речовин з поверхні водозбору. Тому у весняний період до русла річки у великій кількості надходять мінеральні та органічні речовини з сільськогосподарських угідь та тваринницьких ферм, включаючи хімічні добрива та отрутохімікати.

До основних забруднювальних речовин вод річки Сіверський Донець та її приток (за ступенем перевищення фактичної концентрації C_i над гранично-допустимою концентрацією ГДК рибогосподарського використання) належать хром, цинк, нітрит-іони, феноли і нафтопродукти. Найбільше забруднення сполуками хрому встановлено для річки Кривий Торець (відношення $C_i/\text{ГДК}$ перевищує у середньому за багаторічний

період 14). Навіть для річки Борова це відношення становить 6,97. Другою компонентою забруднення за ступенем перевищення ГДК є вміст у воді нітрит-іонів, який з роками не тільки не зменшується, але й збільшується. На річці Кривий Торець перевищення рибогосподарських ГДК_р для нітритів у 2011 та 2013 роках досягло 30, на річці Уди у 2005–2008 роках перевищення ГДК досягло 16 разів, на річці Боровій у 2013 році – 10 разів. Третє місце за ступенем перевищення ГДК посідає цинк: перевищення ГДК для річки Уди становить 9, для інших воно досягає значень 2–3. Забруднення нафтопродуктами (із перевищенням ГДК рибогосподарського використання у середньому за багаторічний період більше ніж у 4 рази характерне для річок Уди та Кривий Торець. Забруднення фенолами із перевищенням ГДК у 2,5 та 3 рази спостерігається у створах Сіверський Донець (м. Лисичанськ) та Уди. До інших забруднювальних речовин відносяться залізо загальне, амоній, сульфати.

Установлено, що узагальнений індекс стану вод зростає із збільшенням водності річок, особливо у роки із високим весняним водопіллям. Тісний зв'язок із річним і максимальним стоком має блок показників із токсикологічною ЛОШ. У той же час блоковий індекс мінералізації, навпаки, зменшується із зростанням водності річки.

Висновки. Зміни клімату, головним чином зростання температури повітря, обумовили зменшення водності річки Сіверський Донець та її приток. Перехід температур холодного періоду у додатну область спричинили створення умов для зменшення стоку весняного водопілля. Відлиги та незначне промерзання ґрунту сприяють поглинанню талої води та її фільтрації у підземні водоносні горизонти, що зменшує поверхневий стік, а разом із тим і змив забруднювальних речовин та перенесення їх до русла річки. Скорочення кількості промислових підприємств і обсягів виробництва також сприяли тому, що якість води у річках покращилася, але їх екологічний стан далекий від “доброго”. На початку ХХІ сторіччя (2001–2015 рр.) при порівнянні із даними кінця ХХ сторіччя (1985–2000) відбулося зменшення вмісту у воді важких металів, нафтопродуктів та фенолів, проте збільшилися концентрації нітрит-іонів та амонію, що пов'язано із переходом від точкового забруднення біогенними елементами до дифузного, викликаного зростанням нестационарних (розподілених) джерел забруднення (Осадча, 2018).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Вишневський В. І. Річки і водойми України. Стан і використання. Київ : Віпол, 2000. – 375 с.

Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксінок О. П. та ін. Київ : Символ–Т, 1998. – 28 с.

Осадча Н.М. Основні заходи управління якістю води у межах річкового водозбору // VII Всеукраїнська наукова конференція “Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології”, присвячена сторіччю від дня заснування Національної академії наук України: Тез. доп., Київ, 13–14 листопада 2018р. – Київ, 2018. – С.15–16.

Романенко В. Д. Основы гидроэкологии. Киев : Генеза, 2004. – 664 с.

Романенко В.Д. Актуальні гідроекологічні проблеми в умовах змін клімату // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. – 2010. – №2 (43). – С. 416–419.

Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины. Киев: Наукова Думка, 2006. – 383с.

Юрасов С.М., Сафранов Т.А., Чугай А.В. / С.М. Юрасов, Т.А. Сафранов, А.В. Чугай; Оцінка якості природних вод. Навчальний посібник. Одеса: Екологія, 2012. – 168 с. УДК 556.162 (282.247.314)

ВПЛИВ ЗМІН КЛІМАТУ НА СТІК РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІСТРА

Вивчення коливань річкового стоку показує, що в цілому його зміни та зміни сумарних опадів, які випадають на континентах, тісно пов'язані з температурою і в окремі періоди є достатньо близькими за тенденціями (Евстигнеев, 2005). Кліматичні чинники, які характеризуються значною мінливістю, відіграють провідну роль у формуванні величин річного стоку води. Дослідження їхніх багаторічних тенденцій надає змогу отримати уявлення і про тенденції змін річного стоку води.

Вплив сучасних змін кліматичних факторів на річковий стік спостерігається і на території басейну Дністра. Науковцями Київського національного університету імені Тараса Шевченка в монографії «Гідрохімічний режим та якість поверхневих вод басейну Дністра на території України» за редакцією В.К. Хільчевського та В.А. Сташука був проведений аналіз впливу кліматичних умов на гідрологічний режим річок басейну Дністра. Дослідження проводилися на основі метеорологічних даних з метеостанцій, розташованих в басейні Дністра з початку спостережень і по 2003–2005 роки. У даній статті проаналізовано тенденції змін основних кліматичних характеристик (середньорічних температур повітря і атмосферних опадів) та величин середнього річного стоку річок басейну Дністра в останні десятиліття. Дослідження виконувалися за підтримки теми «Кліматогенні перебудови угруповань гідробіонтів та їх вплив на екологічний стан та біопродуктивність транскордонних з ЄС річок України» (2018–2019 рр.)

Дністер – транскордонна річка, друга за розмірами в Україні (довжина – 1362 км, площа басейну – 72,1 тис.км²), яка належить до важливих водних артерій західного регіону України, а також є основною водною артерією Молдови. Верхня і нижня ділянки Дністра загальною протяжністю 662 км протікають в межах території України, ділянка довжиною 225 км є прикордонною між Україною і Молдовою, 475 км протяжності річки знаходиться у Молдові.

Витягнутість басейну річки з північного заходу на південний схід (близько 700 км) зумовлює помітну різницю у кліматичних характеристиках. Іншим чинником є те, що верхів'я річки розташоване у горах. Цим пояснюється істотна відмінність в умовах формування стоку у верхній і нижній частинах річкового басейну (Евстигнеев, 2005).

Для дослідження було використано дані спостережень на 29 річках-притоках Дністра (40 гідрологічних постів) і самому Дністрі (7 гідрологічних постів). Обрана мережа гідрологічних постів повністю покриває басейн Дністра та добре характеризує умови формування водного стоку річок на всій території басейну.

Неоднорідність характеристик стоку добре простежується за даними просторового розподілу модуля стоку річок басейну, який змінюється від 14,9 до 32,7 л/с·км² у гірській частині Дністра та від 7,46 до 11,3 л/с·км² – у Передкарпатті. На річках західної частини лівобережжя Дністра середні багаторічні модулі річного стоку змінюються від 4,63 до 5,33 л/с·км², у нижній течії цих річок вони знижуються і коливаються від 3,42 до 4,70 л/с·км².

Найбільші середні модулі стоку характерні для малих за площею, або високогірних ділянок річок верхньої частини басейну Дністра (р. Дністер – с. Стрілки, р. Дністер – м. Самбір) та середньої частини басейну (р. Стрий – с. Матків, р. Рибник – с. Майдан), що пояснюється висотним положенням водозбору і великою кількістю опадів на цих водозборах, які затримуються тут при переміщенні повітряних мас. Зі зменшенням висоти водозбору відповідно зменшується і кількість опадів, що

зменшує середні модулі стоку (р. Дністер – с. Заліщики, р. Дністер – м. Могилів-Подільський). На величину середніх модулів стоку також впливає площа водозбору, чим вона більша, тим буде меншою його величина і навпаки.

Для аналізу багаторічних тенденцій кліматичних чинників формування річного стоку води річок басейну Дністра було використано дані спостережень на 10 метеорологічних станціях щодо середньорічної температури повітря та річних сум атмосферних опадів. Обрані метеорологічні станції рівномірно розташовані по території басейну Дністра. Використано дані спостережень за період 1961–2015 (2016) рр., що включав період для визначення т. зв. кліматичної норми – 1961–1990 рр. та період сучасних змін клімату – починаючи з 1991 р.

Досліджувана територія знаходиться під впливом теплих повітряних мас, що надходять з Середземного моря, а також частих вторгнень повітря з Атлантичного океану (Ресурси поверхностных вод СССР. Т.6. Украина и Молдавия, 1969). Середні температури поступово зростають у напрямку від витоків Дністра до його гирла, що пояснюється не лише загальним напрямком течії Дністра з північного-заходу на південний-схід, а й досить значною висотою (500 м над рівнем моря) метеостанцій, розташованих у верхів'ях Дністра (Хільчевський, 2013).

Зміна середньорічних показників температури повітря на різних ділянках басейну Дністра носить синхронний характер. З кінця 80-х – початку 90-х рр. минулого століття спостерігається стійка тенденція до підвищення середньої річної температури повітря, яке в сучасних умовах порівняно з кліматичною нормою склало по різних метеостанціях близько 1 °С. Зокрема, в Дрогобичі температура зросла з 7,64 до 8,54 °С, в Кам'янці-Подільському – з 7,82 до 8,83 °С, а в Одесі (метеорологічний пост в Одесі розташований поза межами басейну Дністра, але найбільш наближений до його гирлової ділянки) – з 10,12 до 11,09 °С.

Опади є основним елементом водного балансу території, який власне формує стік води. При цьому середня річна кількість опадів визначає загальну водоносність річки. В межах басейну Дністра кількість опадів зменшується у напрямку із заходу і північного заходу на південь та південний схід. Різниця в кількості атмосферних опадів є досить значною: від 1000 мм і більше в Карпатській частині до 300 мм у нижній течії (Андрианов, 1951; Климат Украины, 1967; Научно-прикладной справочник..., 1990; Тепловой и водный режим..., 1985; Украина и Молдавия..., 1972).

Аналіз багаторічної динаміки річних сум опадів показав, що вони протягом розглянутого періоду змінювалися несуттєво. З середини 80-х рр. до кінця 90-х спостерігалось деяке збільшення кількості опадів, яке змінилося незначним їх зниженням. Коливання опадів в окремі роки у верхній і середній частинах басейну Дністра мають синхронний характер, в нижній частині (за даними метеорологічного поста Одеса) – синфазний з рештою басейну в цілому, але асинхронний в окремі роки. Порівняння значень опадів, осереднених за 1991–2015 (2016) рр. і за період кліматичної норми, показало, що їх величина змінилася в межах 20 мм. Так, в Дрогобичі і Кам'янці-Подільському опади зросли лише на 13 і 3 мм відповідно, а в Одесі зменшилися на 5 мм.

Багаторічну динаміку середнього річного стоку аналізували за даними чотирьох гідрологічних постів на р. Дністер (м. Заліщики, м. Самбір, м. Могилів-Подільський, смт Журавно) з 1981 р. – найбільш рання дата початку суттєвих змін клімату для території України (Гребінь, 2010). Коливання стоку мають синхронний характер на різних постах. Зміни величини середньорічного стоку річок басейну Дністра за період з 1981 по 2015 рр. можна поділити на період зниження стоку (з 1981 по 1995 рр.) і період його підвищення (з 1996 по 2010 рр.). З 2011 р. спостерігається тенденція до зниження величини річкового стоку.

Порівняння багаторічних коливань середньорічних величин температури повітря, опадів і стоку показало, що зв'язок між цими характеристиками для річок басейну Дністра має досить складний характер. В окремі періоди спостерігаються

протилежні зміни вказаних характеристик. Але в останні роки (починаючи з 2010 р.) є чітка і закономірна тенденція – зменшення річкового стоку за підвищення температури повітря і зниження кількості опадів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Андрианов М.С. О циркуляционных факторах климата западных областей УССР // Ученые записки Львовского государственного универ. им. И. Франко., 1951. – Т.18, Вып.1. – С. 63-72.

Гребінь В.В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз). – Київ: Ніка-Центр, 2010. – 315 с.

Евстигнеев В.М., Т.А. Акименко Возможные изменения стока рек северного склона Восточно-Европейской равнины к середине XXI века // География. Вест. Моск. ун-та. – 2005. – Сер.5, №5. – С.34-39.

Климат Украины / Под ред. Г. Ф. Приходько, А. В. Ткаченко, В. Н. Бабиченко. – Л.: Гидрометеиздат. 1967. – 413 с.

Научно-прикладной справочник по климату СССР. Серия 3. Многолетние данные. Вып.10. Украинская ССР. Кн.1. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 605 с.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Т.6. Украина и Молдавия. Вып. 1. Западная Украина и Молдавия / Под ред. М.С. Каганера. – Л.: Гидрометиздат, 1969 – 884 с.

Тепловой и водный режим Украинских Карпат / Под ред. Л.И. Сакани. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 366 с.

Украина и Молдавия. Природные условия и естественные ресурсы СССР / Под ред. И.П. Герасимова. – М.: Наука, 1972. – 439 с.

Хільчевський В.К., Гончар О.М., Забокрицька М.Р., Кравчинський Р.Л., Сташук В.А., Чунарьов О.В. Гідрохімічний режим та якість поверхневих вод басейну Дністра на території України / За редакцією В. К. Хільчевського та В. А. Сташука. – К. : Ніка-Центр, 2013. – С. 5–89.

УДК [574.58+591.5](282.243.7)

CRISTINA SANDU¹, THOMAS HEIN^{1,2}, JÜRIG BLOESCH^{1,3}, BERND CYFFKA^{1,4}, ARTEM LYASHENKO^{1,5}

¹International Association for Danube Research (IAD), www.danube-iad.eu

²University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna, Institute of Hydrobiology & WasserCluster Lunz

³Emeritus Eawag-ETH Dübendorf, Switzerland

⁴Floodplain Institute Neuburg, Applied Physical Geography, CU Eichstaett-Ingolstadt, Neuburg, Germany

⁵Інститут гідробіології НАН України, Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ГІДРОБІОЛОГІЯ ТА ГІДРОЛОГІЯ – КЛЮЧОВІ ІНСТРУМЕНТИ В УПРАВЛІННІ РІЧКОВИМИ БАСЕЙНАМИ

Створена в 1956 р. для сприяння транскордонним гідробіологічним дослідженням у басейні річки Дунай, Міжнародна асоціація досліджень Дунаю (The International Association for Danube Research – IAD) поєднує фундаментальну та прикладну науку та спрямовує зусилля на збереження біорізноманіття та управління річковим басейном в Дунайському регіоні. Основні досягнення охоплюють дослідження екології заплав, інвентаризацію макрофітів та інвазійних чужорідних видів, захист осетрових, вивчення усіх складових екосистемних послуг, збереження та відновлення природнього стану річкових екосистем. Оскільки водні екосистеми

залежать від кількості вод та якості річкових біотопів, ключову роль у вирішенні означених питань відіграє і гідрологія: водні скиди та динаміка потоків є основними елементами річкових екосистем, що безпосередньо впливають на гідробіонти, транспортування осадів та формування морфології русла, і, отже, на місця проживання водних організмів та їх угруповань. У 2004 році IAD організувала семінар UNESCO ІНР щоб висвітлити важливість співпраці гідробіологів та гідрологів в управлінні басейнами річок.

Декілька прикладів тематичних досліджень в басейні р. Дунай (ДРБ) ілюструють цю співпрацю:

(1) Певне поліпшення *якості вод* та зменшення навантаження поживних речовин, що надходять з Дунаю в Чорне море відзначається впродовж останніх 30 років. Перші карти якості вод дунайського річкового басейну зроблені на основі визначення сапробності за видами гідробіонтів індикаторів забруднення IAD представила близько 2000 року.

(2) Нині велике значення для людства з огляду на суттєву потенційну шкоду має *контроль повені*. Гідрологічне моделювання та прогноз – важливі інструменти для управління повенями. Колишні зони природньої акумуляції вод були втрачені через каналізацію річок, що до того ж призвело до втрати біорізноманіття та екосистемних послуг. Роботи з відновлення пошкоджених ділянок потребують досвіду різних фахівців: гідробіологів, гідрологів та гідроморфологів, інших спеціалістів, щоб зрозуміти загальні та локальні динамічні процеси, що формують водні об'єкти та відновити екологічні взаємозв'язки в їх екосистемах. Для нормального функціонування одних організмів необхідні динамічні зміни потоків вод, існування інших видів забезпечують біотопи утворені за невисоких швидкостей течії, необхідних для проходження їх життєвого циклу. Такі реставрації, з урахуванням природніх потреб різноманітних гідробіонтів, реалізовані, зокрема, у відновлених заплавах поблизу Нойбурга, Баварії та нижче за течією Відня.

(3) На сьогодні гідрологами розроблено *баланс осадів* для дунайського річкового басейну. Ерозія, накопичення та транспортування осадів, вирішення питання поздовжнього сполучення є важливими проблемами управління водними ресурсами, які впливають як на річкові біотопи, так і безпосередньо на гідробіонти. Утримання осадів дамбами гідроелектростанцій позначається на морфології річок та угрупованнях водних організмів, абіотичні та біотичні особливості доповнюють один одного в річковій екосистемі.

(4) *Екологічний потік* є важливим елементом для водних організмів. Він змінюється гідроенергетичними дамбами (наприклад, залишковим потоком), і навігацією (наприклад, зануреними конструкціями, жолобами) тощо. Гідробіологи IAD досліджують поведінку бентосу та (мігруючих) риб, тоді як гідрологи надають моделі різних масштабів для прогнозування потоку та скиду при різних сценаріях.

(5) *Зміни клімату* – нова загроза водним екосистемам не тільки через підвищення температури вод, але й через зміну режимів опадів та скидів. Швейцарським гідрологом оцінено підвищення скиду від танення альпійських льодовиків на початку дельти на 9%, тобто приблизно на 2500 км за течією від джерела Дунаю, гідробіологи повинні враховувати такі зміни при оцінці та прогнозуванні впливу на водний світ.

Все це добре відображено в темах конференцій IAD, зосереджених, наприклад, на питаннях стандартизації методів гідробіологічних досліджень (Budapest, 1961), ролі гідробіології у технічному плануванні на басейновому рівні (Bratislava, 1973), впливу стічних вод на стан річок (Basel, 1981) та швидкостей течії на гідробіоценози Дунаю (Vienna, 1997), біорізноманіття, як показника якості водних екосистем (Tulcea, 2002), сталого управління річковим басейном (Novi Sad, 2004), ролі річкових приток (Sibiu, 2016), важливості Дунаю як життєвого шляху, що забезпечує різноманітні екосистемні

послуги (Smolenice, 2018), перспективи існування річок і заплав під антропогенним впливом (в майбутньому: Neuburg, 2020).

УДК 551.468.4

О.А. ТУЧКОВЕНКО, Ю.С. ТУЧКОВЕНКО

Одеський державний екологічний університет,

Львівська, 15, Одеса 65016, Україна

РЕЗУЛЬТАТИ МОДЕЛЮВАННЯ СЦЕНАРІЇВ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО МЕНЕДЖМЕНТУ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ

Тилігульський лиман, розташований на території Північно-Західного Причорномор'я, є унікальною природною системою з численними природними ресурсами, які можуть бути використані для соціально-економічного розвитку прилеглих територій Одеської та Миколаївської областей України в сферах рекреації, екологічного туризму, охорони здоров'я, аквакультури та регламентованого рибальства (Тучковенко та ін., 2014).

Сучасний гідроекологічний стан Тилігульського лиману сформувався під впливом як кліматичних чинників, так і соціально-економічних умов на його водозбірному басейні. Соціально-економічні чинники, від яких залежать умови водо- та землекористування, визначають об'єми стоку прісної води і кількість біогенних речовин, що надходять в лиман.

Для оцінки впливу на гідроекологічний стан Тилігульського лиману запровадження у майбутньому різних сценаріїв земле- і водокористування на водозбірному басейні лиману, режиму водообміну з морем через сполучний канал «лиман-море» використовувалась чисельна математична модель OSENU-MECCA-EUTRO (Тучковенко, 2017).

Розглядалися 4 якісних сценарії майбутніх соціально-економічних змін для випадків розвитку або занепаду економічного та екологічного станів у басейні Тилігульського лиману: «управління без змін» (BAU), «криза» (CR), «збалансоване природокористування» (MH), «повернення до природи» (SET). Ці сценарії були перетворені у кількісні показники змін, відносно посиального періоду 1970–2000 рр., у землекористуванні та управлінні водним господарством. Зокрема:

1) в сценарії BAU землекористування залишилося незмінним, але за рахунок зменшення населення зменшується відбір води для задоволення його потреб та, відповідно, викиди біогенних речовин;

2) в сценарії CR передбачається зменшення вдвічі площі земель, зайнятих лісами, за рахунок перетворення їх у луки поблизу поселень;

3) в сценарії MH запроваджується «екологічний коридор» вздовж річки Тилігул, що призведе до перетворення 10 % сільськогосподарських угідь водозбору у пасовища або луки, а на півночі водозбору – у ліси, частка яких збільшиться на 10 %; ліквідується 50 % штучних водойм;

4) в сценарії SET 20 % сільськогосподарських земель водозбору, в межах екологічного коридору, перетворюються в зарезервовані землі (луки) та ліси (на півночі водозбору), частка яких збільшиться на 40 %; ліквідується 75 % штучних водойм.

Результати моделювання мінливості гідроекологічних характеристик в реперних точках акваторії Тилігульського лиману, у разі реалізації вказаних сценаріїв менеджменту на його водозбірному басейні, порівнювались з базовим сценарієм періоду 2011–2040 рр., в якому враховувався вплив кліматичних змін на гідроекологічний стан лиману при збереженні сучасних режимів господарської

діяльності на водозбірному басейні та водообміну з морем через канал (у квітні-червні для наповнення лиману).

Оцінка прісного та біогенного стоку з водозбірного басейну лиману при реалізації різних сценаріїв земле- і водокористування була виконана за допомогою моделі SWIM (Krysanova, Wechsung, 2000) фахівцями Потсдамського інституту з вивчення наслідків зміни клімату (Hesse et al., 2015). Застосування моделі SWIM показало, що за рахунок зазначених змін у земле- та водокористуванні на водозбірному басейні Тилігульського лиману відбуваються зміни у об'ємах річного стоку та надходження з ним біогенних речовин до лиману. Найбільше зменшення надходження до лиману мінеральних форм азоту (-28%) і фосфору (-21%) досягається для сценарію МН за рахунок скорочення викидів біогенних речовин у населених пунктах на 50% . Хоча передбачається, що кількість мінеральних добрив в сценарії МН в п'ять разів вища, ніж за стандартних умов, використана кількість добрив, як і раніше, була низькою і не може помітно збільшити дифузійне забруднення сільськогосподарських угідь азотними мінеральними сполуками. При реалізації сценарію SET, у порівнянні з МН, значно зменшиться надходження $N-NH_4^+$ (на 76%), але збільшиться $N-NO_3^-$ (на 34%) та $P-PO_4^{3-}$ (на 35%). У порівнянні з базовим сценарієм (без врахування сценарних змін у земле- і водокористуванні) відновиться загальна кількість надходження до лиману мінерального азоту ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$) та на 23% збільшиться надходження $P-PO_4^{3-}$.

При моделюванні сценаріїв земле- і водокористування на водозбірному басейні лиману, метеорологічні умови і умови на морській межі каналу вважалися однаковими для всіх проаналізованих сценаріїв. Основна відмінність між сценаріями полягала в зміні об'ємів водного і біогенного стоку, які зумовлені відповідно змінами земле- і водокористування на водозбірному басейні лиману.

В роботі (Тучковенко, 2014) було показано, що сучасний кліматичний період 2011–2040 рр. характеризується мінімальними середньобагаторічними об'ємами поверхневого прісного стоку до лиману, який становить лише $1,6\%$ від його загального об'єму вод. Ця особливість зумовила отримані результати сценарних розрахунків: вплив різних сценаріїв господарської діяльності на водозбірному басейні лиману, не зважаючи на передбачені радикальні зміни, вагомо виявляється лише в мілководній північній частині лиману, на яку доводиться більше 90% прісного стоку.

Всі сценарії передбачають збільшення річкового стоку в лиман: BAU і CRI – за рахунок зменшення чисельності населення і, відповідно, водоспоживання; МН – в результаті зменшення чисельності ставків на 50% , SET – зменшення кількості ставків на 75% і водоспоживання населенням.

В результаті реалізації сценаріїв МН і SET темпи зростання солоності води в лимані знизяться. Первинна продукція органічної речовини в Тилігульському лимані лімітується мінеральним азотом, надходження якого з водозбірного басейну зменшиться як при кризовому сценарії CRI, так і при реалізації сценарію МН. Ці зміни позначаться, хоча і в незначній мірі, на зменшенні середніх концентрацій $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, біомаси водоростей, а також на відповідному до них збільшенні концентрацій $P-PO_4^{3-}$ взагалі у лимані і, особливо явно, – в північній його частині. Дуже слабкі відгуки на сценарні зміни відзначаються в південній частині лиману – при сценарії МН, і центральній його частині – при сценарії CRI. Виявляються вони в незначному збільшенні максимальних концентрацій мінеральних форм азоту і, відповідно, біомаси водоростей.

В сценарії SET збільшиться приплив мінерального азоту в лиман до значень відповідних базовому сценарію. При цьому, в північній частині лиману значення модельованих гідроекологічних характеристик, за винятком солоності, яка знижується, повертаються до рівня вихідного базового сценарію. Проте взагалі для лиману тенденції змін гідроекологічних характеристик, описані для попередніх сценаріїв, зберігаються.

Окрім об'єму і якості вод поверхневого стоку з водозбірною басейну, існує ще один чинник, який дозволяє регулювати гідроекологічний стан лиману. Це режим водообміну з морем через штучний сполучний канал. В сучасних умовах, коли канал використовується лише для поповнення лиману морською водою, відбувається поступове накопичення в ньому солей як результат інтенсивного випаровування.

Аналіз річної мінливості компонентів водного балансу лиману показав, що забезпечити витік води з лиману до моря, разом з солями, що містяться в ній, може безперервна робота каналу протягом всього року. Його реалізація дозволить знизити темп накопичення солей в лимані не менше, ніж сценарій SET. При цьому зменшаться розмах коливань солоності у всіх частинах лиману, що позитивно вплине на його екосистему. Вплив постійного водообміну з морем на екологічні характеристики вод лиману неоднозначний. Концентрація $N-NH_4^+$ зменшується в південній і північній частинах водойми, а в центральній частині, навпаки, зростає. Концентрація $N-NO_3^-$ зменшується у всіх частинах лиману. $P-PO_4^{3-}$ зменшується в південній і центральній частинах і зростає в північній частині. Середні і переважаючі значення біомаси водоростей мало змінюються в південній та центральній частинах лиману і вагомо зменшуються в північній його частині. Отже, сценарій забезпечення постійного протягом року водообміну лиману з морем через сполучний канал є найбільш переважним, оскільки, в цілому для лиману, забезпечує найбільш значуще зі всіх розглянутих сценаріїв зменшення концентрацій модельованих екологічних характеристик і солоності.

Моделювання змін гідроекологічних характеристик лиману за різними сценаріями земле-, водокористування на водозбірному басейні лиману, режиму водообміну з морем, показало, що в сучасний кліматичний період, внаслідок малих об'ємів поверхневого прісного стоку в Тилигульській лиман, запровадження змін у водо- та землекористуванні на водозбірному басейні лиману, не зважаючи на передбачені радикальні зміни, вплине в основному на мілководну північну його частину. Практична реалізація сценаріїв МН (збалансоване природокористування) та SET (повернення до природи) вимагає значних фінансових витрат і вирішення численних соціально-економічних проблем. Більш ефективним є варіант гідроекологічного менеджменту лиману, який полягає у встановленні постійного протягом року його зв'язку з морем через штучний сполучний канал.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Тучковенко Ю.С., Лобода Н.С., Гриб О.М. та ін. Водні ресурси та гідроекологічний стан Тилигульського лиману: монографія / за ред. Ю.С. Тучковенко, Н.С. Лободи. – Одеса: ТЕС, 2014. – 277 С.

Тучковенко Ю.С., Тучковенко О.А. Моделирование эвтрофикации вод Тилигульського лимана под влиянием изменений климата // Всеукр. наук.-практ. конф. Лимани північно-західного Причорномор'я: сучасний гідроекологічний стан; проблеми водного та екологічного менеджменту, рекомендації щодо їх вирішення: Матер. доп. – Одеса, 1–3 жовтня 2014 р. – Одеса, 2014. – С.49–51

Тучковенко О.А., Тучковенко Ю.С., Лобода Н.С. Моделювання гідроекологічних умов в лиманах Північно-Західного Причорномор'я в контексті змін клімату у ХХІ столітті на прикладі Тилигульського лиману // ХІІ міжн. наук.-практ. конф. Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС 2017: Тез. доп., Чернігів, 26–29 червня 2017 р. – Чернігів, 2017. – С.41–45.

Hesse C., Stefanova A., Krysanova V. Comparison of Water Flows in Four European Lagoon Catchments Under a Set of Future Climate Scenarios // Water. – 2015. – Vol. 7, Iss. 2. – PP. 716–746.

Krysanova V., Wechsung F. SWIM (Soil and Water Integrated Model): User Manual. Potsdam Institute for Climate Impact Research, 2000. 32 p.

УДК 556.012 + 556.522

В.К. ХІЛЬЧЕВСЬКИЙ, В.В. ГРЕБІНЬ

Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
Володимирська, 60, Київ 01033, Україна

ГІДРОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА СТАВКІВ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ ЗА РАЙОНАМИ РІЧКОВИХ БАСЕЙНІВ

Ставки використовуються людиною в різноманітних цілях: для сільськогосподарського водопостачання, зрошення, розведення риби і водоплавної птиці, рекреації, для протипожежних заходів тощо. Крім основного функціонального призначення ставки сприяють зниженню максимальних витрат води річок і тимчасових водотоків, виступають чинником мікроклімату прилеглої території та здійснюють екологічний вплив на довкілля (Хільчевський, 2017). У 2009 р. в Женеві було зареєстровано асоціацію «Європейська мережа охорони ставків» (EPCN), метою якої є сприяння збереженню ставків та їхнього біорізноманіття в мінливому європейському ландшафті. Дослідженнями встановлено, що в глобальному масштабі ставки на планеті охоплюють більшу загальну площу, ніж озера (Downing, 2006).

Ставки були і залишаються характерним елементом ландшафту України, важливим об'єктом інфраструктури кожного невеликого населеного пункту (за даними Держстату в Україні налічується 29722 населених пункти, з них – 28378 сіл). Донедавна вважалося, що на території країни загальна кількість ставків становить 28,8 тис. (Паламарчук, Закорчевна, 2006).

Метою даного дослідження був аналіз територіальних закономірностей поширення ставків станом на 01.01.2019 р. за районами річкових басейнів – основних гідрографічних одиниць водного менеджменту.

Використано матеріали обліку ставків Держводагентства України, який ведеться диференційовано до рівня адміністративних районів. Згідно Водного Кодексу України, ставок – це штучно створена водойма, місткістю не більше 1 млн. м³. Ставки належать до водних об'єктів місцевого значення (поверхневі води, що знаходяться і використовуються в межах однієї області і які не віднесені до водних об'єктів загальнодержавного значення). Основні характеристики, що статистично опрацьовуються: кількість ставків; площа водного дзеркала; об'єм води; перебування у власності – територіальних громад, на балансі водогосподарських організацій, в оренді.

На першому етапі досліджень, виконаному нами в 2014 р., було встановлено нову кількість ставків на території держави, а саме – 49444 ставків (Водний фонд України, 2014). Отриманий показник виявився на 72 % більшим ніж той, що раніше фігурував в офіційних джерелах.

На другому етапі досліджень станом на 01.01.2019 р. було уточнено цей показник – всього в Україні нараховується 50793 ставків (на 1349 більше, ніж за даними 2014 р.).

Район річкового басейну є основною гідрографічною одиницею для інтегрованого управління водними ресурсами. У 2016 р. Верховною Радою України затверджено 9 районів річкових басейнів (РРБ): Дніпра (49 % від площі всіх РРБ); Південного Бугу (11 %); Дону (9 %); Дністра (9 %); річок Приазов'я (6 %); Дунаю (5 %); річок Криму (4,5 %); річок Причорномор'я (4,5 %); Вісли (2 % від площі всіх РРБ).

Станом на 01.01.2019 р. майже половина ставків зосереджена в районі басейну р. Дніпро – 48 % від загальної кількості ставків в країні (24634 ставки). Частка районів басейнів: р. Південний Буг – 20% (9954 ставки), р. Дністер – 11,0 % (5899 ставків). Значно менше ставків у районах басейнів: р. Дон – 6 % (2815 ставків), р. Дунай – 4% (1965 ставків), річок Криму – 4 % (1994 ставки), р. Вісла – 3 % (1459 ставків), річок Приазов'я – 3 % (1417 ставків). Найменше ставків в районі басейну річок

Причорномор'я – 1 % (656 ставків). Спостерігається пряма кореляція між кількістю ставків і площею водозбору, яка найбільш значима для району басейну р. Дніпро. Слід зауважити, що дані по РРБ річок Криму в роботі використано станом на 01.01.2014 р.

За сумарною площею водної поверхні ставків частка району басейну р. Дніпро дещо зростає і становить 53% (156227 га) від сумарної площі водної поверхні ставків в країні, на другій позиції - район басейну р. Південний Буг – 20 % (55811 га). Далі йдуть райони басейнів: р. Дністер – 8 % (24622 га), р. Дон – 5 % (14976 га), річок Криму 4,5 % (12816 га), річок Приазов'я – 3 % (8378 га) та річок Причорномор'я – 2 % (5545 га). Найменша частка характерна для району басейну р. Вісла – 1,5% (4453 га).

Більше половини сумарного повного об'єму ставків в Україні припадає на район басейну р. Дніпро – 50 % (1998,2 млн. м³). Частка району басейну р. Південний Буг становить 18 % (691,2 млн. м³). Райони басейнів р. Дон і р. Дністер мають близькі показники повного об'єму ставків, відповідно – 8 % (312,4 млн. м³) і 7 % (291 млн. м³). В районах басейнів річок Криму – 5 % (217,7 млн. м³), річок Приазов'я – 5 % (199,1 млн. м³), річок Причорномор'я – 3 % (115,2 млн. м³) та р. Дунай – 3 % (110,1 млн. м³). Найменшим є сумарний повний об'єм ставків в районі басейну р. Вісла – 1 % (49,9 млн. м³) від сумарного повного об'єму ставків в Україні.

Ставки, а також озера та водосховища (крім водосховищ комплексного призначення) можуть надаватися в оренду для рибогосподарських потреб, культурно-оздоровчих, лікувальних, рекреаційних, спортивних і туристичних цілей, проведення науково-дослідних робіт. Станом на 01.01.2019 р. 72 % або 36614 ставків в Україні перебувало на балансі місцевих органів виконавчої влади та органів місцевого самоврядування. В оренду передано органами влади – 14179 ставків, що становить 28 % від їхньої загальної кількості в Україні. При цьому, частка орендованих ставків у 2019 р. зменшилася на 8 % порівняно з 2014 р.

Найбільшою часткою орендованих ставків серед районів річкових басейнів України характеризується район басейну р. Дунай – 68% (1340 ставків). Далі йдуть райони басейнів: р. Південний Буг – 34 % (3405 ставків), Дніпро – 26 % (6349 ставків), р. Дон – 25% (704 ставки), р. Вісла – 25% (361 ставков), р. Дністер – 24% (1401 ставков), річок Криму – 21% (420 ставків). Найменшою часткою орендованих ставків серед районів річкових басейнів України характеризується райони басейнів річок Причорномор'я – 11% (75 ставків) та Приазов'я – 9 % (124 ставки).

Значна частина ставків в країні має незадовільний технічний стан. Побудовані вони в основному місцевими силами в 1960–1980 рр. за спрощеною проектною документацією. Замулення ставків становить 10–25%, а в південних степових районах досягає 50–60%. Багато з них заросли водною рослинністю, втратили господарське значення, перетворилися в штучні басейни-випаровувачі, які марно втрачають воду, що перешкоджає раціональному використанню стоку малих річок. Тому виникає питання про ліквідацію частини таких водойм і перетворення їх на заплавні сіножаті. У разі необхідності, ставки можна залишити в експлуатації, але потрібно провести їхнє очищення від мулу і водної рослинності.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Водний фонд України: Штучні водойми – водосховища і ставки / В.В. Гребінь, В.К. Хільчевський, В.А. Сташук та ін. – К.: Інтерпрес, 2014. – 192 с.

Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. Водний фонд України: Довідковий посібник. 2-е вид., доп. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 320 с.

Хільчевський В.К. Про функціонально-генетичну та гідрохімічну класифікації ставків // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2017. – 3(46). – С. 6–11.

Downing J.A., Prairie Y.T., Cole J.J. et al. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 2006. – 51(5), 2388–2397.

УДК [574.58+591.5](282.243.7)

BERND CYFFKA¹ & DANUBE FLOODPLAIN PROJECT CONSORTIUM²

¹ Floodplain Institute, Applied Physical Geography, CU Eichstaett-Ingolstadt Schloss Gruenau, 86633 Neuburg/Danube, bernd.cyffka@ku.de

² www.interreg-danube.eu/approved-projects/danube-floodplain

DANUBE FLOODPLAIN PROJECT

In compliance with the EU Water Framework Directive (WFD), the 2nd Danube River Basin Management Plan puts forward ambitious targets for floodplain restoration, recognizing the multiple benefits of such restoration measures for flood risk management, nutrient retention, water quality, biodiversity and ecosystem services. At the same time, the implementation of the EU Floods Directive (FD) requires the identification of key areas for intervention in the scope of the 1st Flood Risk Management Plans 2015. The challenge is to implement/develop solutions to ensure the sustainable, long-term use of water resources in the Danube region and in the same time to reduce the adverse consequences of floods.

The project shall support joint and integrated approaches within the Danube Basin District and the implementation of win-win solutions for both directives (WFD and FD) in order to improve transnational water management and flood risk prevention contributing to the sustainable provision of ecosystem services.

The project will offer:

- 1) feasibility studies for priority areas on the Danube River (upstream, middle and downstream) and on the selected major tributaries including Cost Benefit Analysis (CBA) and assessment of ecosystem services benefits (application of ESS methodology and tools) and
- 2) Danube River Basin Guidance for floodplain conservation, restoration and land management.

The aim of the project is to achieve long-term solutions through restoration and conservation of floodplains with the effect to lower the flood risk (discharge peaks) of the Danube and the selected tributaries/areas. The planned outputs are useful to the River Competent Authorities located within the Danube River Basin District.

The benefit of the project is a step forward to real implementation of the measures, namely, the feasibility studies. The project will thereby contribute to the successful implementation of the 2nd and 3rd Danube River Basin District Management Plans and the 1st and 2nd FRMP (both from 2015 / 2021) which are expected to contribute to the ambitious restoration targets of the first PoM and RBMP. Thus the Danube Basin countries under the umbrella of the ICPDR will upgrade their capacities for this task, especially as all parties are key partners of the Project. With the restoration and conservation of floodplains, the Project will also contribute to achieve the 15% restoration target of the EU 2020 Biodiversity Strategy.

The innovative character is given by the common agreed criteria (Multi Criteria Analysis) at Danube wide level, taken into account improving simultaneously flood risk management and restoring floodplain ecology (considering the requirements of WFD, FD, Birds and Habitats Directive, Biodiversity Strategy).

The public/stakeholders consultation and participation is involved in the selection of the pilot areas and associated measures.

РІВНІ ВМІСТУ ДОЗОФОРМУЮЧИХ РАДІОНУКЛІДІВ У РІЗНОВІКОВИХ ОСОБИН ОКУНЯ (*PERCA FLUVIATILIS*) ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Діяльність підприємств ядерно-паливного циклу чинить негативний вплив на екосистему Запорізького водосховища (Ананьєва и др., 2016). Показником радіоекологічної ситуації у водній екосистемі є концентрація радіонуклідів в організмах гідробіонтів, особливо риб (Romanenko et al., 2011).

Окунь річковий *Perca fluviatilis* – факультативний дрібний хижак-іхтіофаг, у спектр харчування якого входять і найдрібніші за розмірами організми. Популяція окуня у Запорізькому (Дніпровському) водосховищі на сьогодні має стабільну вікову і розмірно-вагову структуру та репродуктивні показники, тому вона поступово поповнює свою чисельність. У промисловому стаді окуня домінують особини 4–6-річного віку (85,1 %) (Федоненко, Маренков, 2018).

Проби відбирали на рибпромислових ділянках Запорізького водосховища за загальноприйнятими методиками (Озінковська та ін., 1998). Для радіоспектроскопічних досліджень використовували тіло мальків в цілому та зразки окремих біологічних тканин статевозрілих риб окуня: м'язової, кісткової. Наважку 10–20 г подрібнювали і висушували при температурі 105°C у сухожарові шафі до постійної ваги. Вміст радіонуклідів визначали за допомогою сцинтиляційного спектрометра енергії гамма-випромінювання СЕГ-001 «АКП-С» і спектрометра бета-випромінювання СЕБ-01-150 (Бабенко та ін., 1998) у Бк/кг сирої ваги. Цифрові дані піддавалися математичній обробці стандартними методами варіаційної статистики з використанням пакета прикладних програм Microsoft Excel-2010.

Отримані результати в зразках окуня річкового із Запорізького водосховища свідчать про те, що радіоізотопи містяться в рибі в межах допустимих санітарно-гігієнічних норм (ОСП-2005).

На різних етапах розвитку окунь змінює тип живлення. А саме трофічний спектр та фізіологічна активність безпосередньо в більшій кількості впливає на рівень вмісту радіонуклідів в організмі риби.

Рівень накопичення ¹³⁷Cs з віком поступово зменшувався, так у цьоголіток кількість ¹³⁷Cs склала 6,15±0,10 Бк/кг, у трьохліток показник був вже 5,3±0,15 Бк/кг, а у дорослих особин окуня в м'язовій тканині – 2,6 ± 0,35 Бк/кг. У тканинах окуня річкового рівень ¹³⁷Cs з віком зменшився в 2,5 рази.

Схожа ситуація з акумуляцією ⁹⁰Sr, який у цьоголіток знаходився на рівні 2,55±0,12 Бк/кг, а в м'язовій тканині дорослих особин склав 1 ± 0,01 Бк/кг, але в кістковій тканині його рівень сягнув 3,85 ± 0,14 Бк/кг, що відповідає основним характеристикам накопичення радіоізотопу

Показник природного радіонукліду ²²⁶Ra у цьоголіток складав 28,1 ± 0,09 Бк/кг з віком поступово зменшувався, а у дорослих особин в м'язах становив 21,85 ± 2,86 Бк/кг.

Техногенно-підсиленний радіоізотоп ²³²Th найбільше накопичувався у зразках м'язової тканини дорослих особин окуня і складав 47,95 ± 3,95 Бк/кг, що в 1,3 рази більше, чим у зразках тканин цьоголіток.

Відносно рівнів вмісту ⁴⁰K ситуація виглядає таким чином: найвищий показник концентрації радіоізотопу 116,05 ± 0,1 Бк/кг зафіксовано у цьоголіток, з віком спостерігається зменшення показника в 1,6 раз у зразках м'язової тканини дорослих

особин окуня річкового.

Аналіз отриманих даних показав, що рівень концентрації радіонуклідів у окуня річкового в Запорізькому водосховищі найвищим був у цьоголіток. Це пояснюється тим, що молодий організм та його активна життєдіяльність піддаються більшому впливу та накопиченню радіонуклідів в органах і тканинах.

Таким чином, рівні вмісту дозоформуючих радіонуклідів у різновікових особин окуня (*Perca fluviatilis*) Запорізького водосховища не перевищували допустимих норм для риби, як харчового продукту, проте в умовах антропогенного та техногенного забруднення в регіоні необхідний постійний радіоекологічний моніторинг біотичних компонентів водної екосистеми, насамперед промислової іхтіофауни.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Ананьева Т. В., Маренков О. Н., Шаповаленко З. В. Биондикация радиоактивного загрязнения Запорожского водохранилища (Днепропетровская область, Украина) по ихтиофауне // Чернобыль: 30 лет спустя: Матер. междунар. науч. конф. (Гомель, 21–22 апр. 2016 г.). – Гомель: Ин-т радиологии, 2016. – С. 19–22.

Бабенко В. В., Казимиров О. С., Рудик О. Ф. Активність бета-випромінних радіонуклідів в лічильних зразках. Методика виконання вимірювань з використанням сцинтиляційних спектрометрів і програмного забезпечення АК-1. НВП «Атом Комплекс Прилад», 1998.

Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України / С. П. Озінковська та ін. – Київ: ІРГ УААН, 1998. – 47 с.

Федоненко О. В., Маренков О. М. Промислове освоєння іхтіофауни Запорізького (Дніпровського) водосховища: довідник. – Дніпро: ЛІРА, 2018. – 149 с.

Romanenko V. D., Gudkov D. I., Volkova Ye. N., Kuz'menko M. I. Radioecological Problems of Aquatic Ecosystems: 25 Years after the Accident at the Chernobyl Nuclear Power Station // Hydrobiological Journal. – 2011. – Vol. 47, no. 4. – P. 3–23.

УДК [582.4:581.142]:539.16(477.41/.42)

Н.Л. ШЕВЦОВА¹, А.А. ЯВНЮК², Д.І. ГУДКОВ¹

¹Інститут гідробіології НАН України,

пр. Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

²Національний авіаційний університет,

пр. Космонавта Комарова, 1, Київ-03058, Україна

ОЧЕРЕТ ЗВИЧАЙНИЙ У ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ: ЦИТОГЕНЕТИЧНІ ПОРУШЕННЯ В КЛІТИНАХ БАТЬКІВСЬКИХ РОСЛИН ТА МОРФОЛОГІЧНІ АНОМАЛІЇ НАСІННЄВОГО ПОТОМСТВА

Одним з головних питань сучасної радіоекології є оцінка біологічних ефектів хронічного впливу малих доз іонізуючого випромінювання. Нажаль, з цієї точки зору, прісноводні екосистеми найбільш забрудненої радіонуклідами території України – Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) вивчені недостатньо. За майже 34-річний період, що пройшов після аварії, радіоекологічні дослідження стосувалися здебільшого наземних екосистем, як-то дослідження мікробіомів ґрунтів (Паренюк и др., 2016), фітопатогенних грибів (Dmitriev et al, 2009), культурних злаків та хвойних дерев (Радіобіологічні ефекти..., 2008; Кравець, 2008). Систематичне дослідження впливу радіонуклідного забруднення водойм Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) на

показники різного рівня організації біологічних систем гідробіонтів було розпочато наприкінці 1990-х років у відділі водної радіоекології Інституту гідробіології НАН України (Гудков и др., 2005; Кузьменко и др., 2010; Gudkov et al., 2016). Дослідження вищих водяних рослин розпочато у 2000 р. і продовжується до тепер. Метою представлених досліджень було оцінити рівень цитогенетичних і соматичних порушень очерету звичайного у водоймах ЧЗВ з різним рівнем дозового навантаження на рослинний організм.

Дослідження проводили впродовж 2006–2018 рр. В якості референтних (контрольних) водних об'єктів були обрані водойми з фоновим рівнем радіонуклідного забруднення та подібним гідрохімічним і гідрологічним режимом. Цитогенетичний аналіз хромосомних аберацій виконували за допомогою анафазного експрес-тесту «давлених препаратів» на апікальних клітинах кореневих меристем. На насінневому матеріалі виконували аналіз морфологічних відхилень зернівок та насінневих паростків після пророщування в лабораторних умовах з обов'язковою рандомізацією. Потужність поглиненої внутрішньої дози на батьківські рослини очерету обчислювали за допомогою програмного пакету ERICA Assessment Tool 1.0 на основі даних питомої активності Sr^{90} і Cs^{137} у тканинах рослин, воді та донних відкладах. Потужність поглиненої дози зовнішнього опромінення вимірювали на водоймах за допомогою дозиметрів DKS-01 та SRP-68-03. Статистичні обчислення проводили за допомогою програмного пакету Origin Pro.

Дозові навантаження на вищі водяні рослини в літоральній зоні полігонних водойм знаходяться на рівні середніх значень 0,3–38 мкГр/год. В порядку зменшення величини потужності поглиненої дози для очерету звичайного, досліджувані водойми розташовані у наступній послідовності: оз. Глибоке > оз. Далеке > оз. Азбучин > Янівський затон > ВО ЧАЕС > р. Прип'ять. Потужність поглиненої дози для вищих водяних рослин у Київському водосховищі (біля с. Лютіж) та оз. Вербному (м. Київ), які було обрано в якості референтних водойм, не перевищує 0,06 мкГр/год.

Проведений аналіз даних, отриманих за допомогою анафазного експрес-тесту, протягом 2006–2018 рр. виявив стабільне значне перевищення рівня спонтанного мутагенезу у досліджуваного виду. Частота відхилень на стадії ана-телофази для рослин з водойм ЧЗВ коливалася в межах 4–18%. Серед хромосомних порушень переважають фрагменти (до 50%) та мости (до 30%). У рослин, які отримують найвищу з досліджуваних водойм дозу опромінення, зареєстровано поступове за часом збільшення кількості клітин з множинними хромосомними абераціями. У порівнянні з 2006 р., у 2018 р. кількість мультіаберантних клітин у корневих меристемах очерету збільшилася майже у три рази. Досліджувані цитогенетичні порушення в кореневій меристемі очерету достовірно корелюють з потужністю поглиненої дози.

Зернівки насінневого потомству очерету водойм ЧЗВ відрізнялись між собою, як за формою так і за кольором, але за розмірами та об'ємом були подібні. Зернівки рослин з найбільш радіоактивних водойм характеризували дещо менші розміри, зморшкуватість та темні кольори, що відрізняло їх як від інших імпактних вибірок, так і від вибірок з референтних водойм.

Спектр найбільш поширених морфологічних аномалій у паростків насіння для кожного виду рослин досить специфічний. Винайдені найпоширеніші аномалії паростків насіння очерету звичайного було розділено на чотири групи: хлорофільні аномалії листка, порушення геотропізму, порушення органогенезу та некрози коренів. До групи хлорофільних або пігментних аномалій відносили паростки з безхлорофільними знебарвленими листками. Для паростків зернівок очерету звичайного з порушеннями геотропізму була характерна «скрученість» зародкових коренів та/або зародкового та першого справжнього листка. До порушень органогенезу відносили паростки з розвиненим листям без кореня, паростки з кількома коренями, що мали спільну точку росту, та паростки з додатковими коренями, що росли з колеоптиля.

Інший тип порушень, який також часто зустрічався – це відмирання (некроз) первинних коренів паростків.

Найпоширенішими відхиленнями у спектрі морфологічних аномалій паростків насіння очерету були порушення органогенезу та геотропізму, кількість яких перевищувала значення контрольних вибірок майже у десять разів. Для цих видів порушень встановлені достовірні дозові залежності.

Були розраховані кореляційні зв'язки між досліджуваними показниками очерету. Винайдені середні за силою кореляції між цитогенетичними порушеннями у кореневих меристемах батьківських рослин та порушеннями органогенезу у паростках їх насінневого потомства.

Проведені дослідження показали, що, незважаючи на те, що після аварії на Чорнобильській АЕС минуло майже 34 роки, високі показники генетичної нестабільності у вищих водяних рослин водойм ЧЗВ свідчать про тривале мутагенне навантаження хронічних доз йонізуючого опромінення за рахунок радіонуклідів, що потрапили у навколишнє середовище внаслідок аварії.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Гудков Д.И., Ужевская С.Ф., Назаров А.Б., Колодочка Л.А., Дьяченко Т.Н., Шевцова Н.Л. Поражение тростника галлообразующими членистоногими в водоемах зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гидробиологический журнал. – 2005. – Т. 41, № 5. – С. 92–99.

Кравець О.П. Радіологічні наслідки радіоактивного забруднення агроценозів. – Логос. – 2008 – 241 с.

Кузьменко М.І., Гудков Д.І., Кіреєв С.І. та ін. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах. – К.: Наукова думка, 2010. – 262 с.

Паренюк О.Ю., Шаванова К.Є. Ілленко В.В. та ін. Мікробіом ґрунту «рудого лісу» як вплинуло забруднення радіонуклідами на структуру ґрунтової мікрофлори? / Фактори експериментальної еволюції організмів. - 2016. – Т.18. – С. 194–197.

Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин в зоні впливу Чорнобильської катастрофи / За ред. Д.М. Гродзинського. – К.: Наук думка, 2008. – 335 с.

Dmitriev A., Shevchenko O., Polischuk V., Guscha N. Effects of Low Dose Chronic Radiation and Heavy Metals on Plants and Their Fungal and Virus Infections/ Data Science Journal, – 2009, Vol. 8. – P. 49–66.

ERICA Assessment Tool 1.0. The integrated approach seeks to combine exposure/dose/effect assessment with risk characterization and managerial considerations (<http://www.ERICA-tool.com>).

Gudkov D.I., Shevtsova N.L., Pomortseva N.A., Dzyubenko E.V., Kaglyan A.E., Nazarov A.B. Radiation-induced cytogenetic and hematologic effects on aquatic biota within the Chernobyl exclusion zone // Journal of Environmental Radioactivity. – 2016. – Vol. 151. – P. 438–448.

**СЕКЦІЯ V. МЕТОДИ ОЦІНКИ ТА МОНІТОРИНГУ
ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ У КОНТЕКСТІ ЗМІН ЗАКОНОДАВСТВА ТА
НОРМАТИВНОЇ БАЗИ УКРАЇНИ**

УДК [571.5(28):591.521.11](285.3)

Ю.М. ВОЛКОВ, А.С. СИДЛЯРЕНКО

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ, 04210, Україна

**ОЦІНКА ЕКОЛОГО-САНІТАРНОГО СТАНУ ОЗ. ОПЕЧІНЬ НИЖНЄ (М. КИЇВ)
ЗА ПОКАЗНИКАМИ УГРУПОВАНЬ ЛІТНЬОГО МАКРОЗООБЕНТОСУ**

Водойми м. Києва на сьогодні частково або майже повністю трансформовані внаслідок діяльності людини, проте ще зберігають риси природних і мають важливе значення в підтриманні якості міського середовища та біотичного різноманіття у межах урболандшафту.

Озеро Опечінь Нижнє входить в систему під назвою «Опечінь» до якої належить шість озер, що утворилися в колишній заводі річки Почайни в результаті робіт по наміву території житлового масиву Оболонь. Згідно розробленої типізації водних об'єктів в межах та околицях м. Києва оз. Опечінь Нижнє відноситься до типу озер в заплавах малих річок (Афанасьєв, 1996).

Ширина озера 78–260 м, довжина – 770 м, площа – 15,3 га, середня глибина – 15 м, площа прибережної смуги – 17,6 м (Панасюк та ін, 2016).

Обробленим за загальноприйнятими гідробіологічними методиками матеріалом слугували літні 2018 р. збори фауни макрзообентосу з трьох станцій – дві з яких 1(А) та 1(В) були розташовані в зонах відкритої прибережної літоралі, та одна 1(Б) на центральній глибинній ділянці водойми в біотопі з домінуванням чорних мулів (Методи гідроекологічних..., 2006).

Загалом зареєстровано 32 види макробезхребетних які належали до 4 типів, 7 класів, 11 рядів, 17 родин, 29 родів. Найбільшим видовим багатством характеризувалися представники комарів-дзвінців (Chironomidae) – 14 видів та малощетинкових черв'яків (Oligochaeta) – 6. Інші зареєстровані таксономічні групи налічували по 1–3 таксони.

Станція 1(А). Станція 1(А) розташована у безпосередній близькості від висотних будинків (найближча до ст. метро «Почайна»). Площі літоралі, які були представлені замуленим піском, протягом сезонів відрізнялися розмірами ділянок вкритих зануреною водною рослинністю.

Кількість визначених нижчих таксонів 14. Найбільшим видовим багатством відрізнялася група комарів-дзвінців (Chironomidae) в якій зареєстровано 9 видів (64,29%). Представники цієї таксономічної групи переважали також за чисельністю та біомасою 9700 г/м² (89,0 %) та 6,2 г/м² (80,42%) відповідно. Домінантом по чисельності також виступав вид комарів-дзвінців – *Cricotopus silvestris* Fabricius (2100 екз/м²). Домінування фітофільного виду у бентосному угрупованні пояснюється у тому числі розвитком зануреної водної рослинності. Саме на кінець весни та літний період значну площу літоральних біотопів займають тут зарості з домінуванням представників рдесників та нитчатки.

Загальні чисельність і біомаса становили – 10900 екз/м² та 7,71 г/м² відповідно.

Індекс видового різноманіття Шеннона мав значення 3,37 біт/екз. Показник вирівненості – 0,89. Показник складності угруповань С (по видам) мав значення 2,556.

Розрахунки сапробності за методами Пантле-Букк (8 видів-індикаторів) та Зелінка-Марвана (8 індикаторів) відповідно дали значення 1,90 та 1,94, що в обох

випадках відноситься до 3 категорії якості води та лежить в межах β' -мезосапробної зони і згідно якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості) відповідають категорії «досить чисті». Переважаючий тип трофності – «Мезоевтрофні».

Угрупування станції 1(Б) як і весною було представлено двома видами макробезхребетних - *Procladius ferrugineus* Kieffer (Chironomidae) (100 екз/м²) та *Tubifex tubifex* (Müller) (Oligochaeta) (300 екз/м²). У цьому біотопі організми макробезхребетних були зустрінуті лише весною та влітку і лише на оз. Нижнє Опечинь.

Загальні чисельність і біомаса становили – 400 екз/м² та 1,4 г/м² відповідно.

Індекс видового різноманіття (Шеннон) – 0,81 біт/екз при вирівненості – 0,81. Показник складності угруповань С (по видам) – 1,608.

За розрахунками показника органічного забруднення методами Пантле-Букк (задіяно 2 види-індикаторів) та Зелінка-Марвана (2 види-індикатори) було отримано однакове значення 3,61, що відповідає 7 категорії якості води та знаходиться в межах полісапробної зони, згідно якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості) відноситься до категорії «Дуже брудні». Переважаючий тип трофності – «Гіпертрофні».

У літній сезон на піщаній літоралі станції 1(Б), розташованої на значній відстані від висотних забудов, зареєстровано найбільшу серед досліджених протягом сезонів кількість нижчих таксонів макрофауни безхребетних – 26. Серед них 10 видів комарів-дзвінців, 5 видів малощетинкових черв'яків, 3 види бабок. Інші групи макрофауни безхребетних були представлені одним таксоном.

Домінант по чисельності представник групи комарів-дзвінців - *Paratanytarsus lauterborni* (Kieffer) (2900 екз/м²).

Значному росту кількісних показників і появи фітофільних видів в угрупованні сприяв значний розвиток зануреної ВВР представленої нитчаткою та видами рдесників.

Загальні чисельність і біомаса літорального зообентосу також мали найбільші значення серед усіх досліджених станцій значення і становили відповідно 14000 екз/м² та 452,60 г/м².

Індекс видового різноманіття (Шеннон) мав значення 3,95 біт/екз. Показник вирівненості – 0,84. Показник складності угруповань (С по видам) – 2,895.

Розрахунки показника сапробності за методами Пантле-Букк (задіяно 16 видів-індикаторів) та Зелінка-Марвана (також 16 індикаторів) відповідно дали значення 2,00 та 1,87, що в обох випадках відповідало 3 категорії якості вод, відносилось до β' -мезосапробної зони і згідно якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості) відповідало категорії «Досить чисті». Переважаючий тип трофності – «Мезоевтрофні».

Дані, отримані із застосуванням методів біологічного аналізу, є частиною досліджень по систематичному накопиченню об'єктивних біологічних даних, які характеризують екосистеми природних вод. Цінність цих матеріалів буде зростати у часі, так як у подальшому вони дадуть можливість обґрунтованої констатації змін які відбуваються у природі, зокрема і особливо під впливом антропогенних факторів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов города Киева // Вестн. Экологии – 1996. – № 1 – 2 – С. 112–118.

Панасюк І.В., Томільцева А.І., Зуб Л.М., Скідан В.В. Методологія розробки комплексу еколого-інженерних компенсаторних заходів зі зменшення антропогенного впливу на водні екосистеми (на прикладі системи озер «Опечень», м. Київ. // Збірник наукових праць «Екологічна безпека та природокористування». – 2016, № 3-4, – С. 81–86.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод /За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

УДК 574.5(285.33)(282.247.32)

Т.В. ДВОРЕЦЬКИЙ¹, Т.М. ДЬЯЧЕНКО¹, В.М. МУХІН²

¹Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

²Управління Державного агентства рибного господарства у м. Києві та Київській області

ДИНАМІКА УГРУПОВАНЬ *TRAPETUM NATANTIS* KÁRPÁTI 1963 ВЕРХНІЙ ЧАСТИНІ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА НА ОСНОВІ ІНДЕКСУ NDVI

Київське водосховище - головне в дніпровському каскаді велике долинне водосховище з великою часткою мілководь (Денисова и др., 1989). У його верхній частині виділяють два геоботанічних райони (Киевское водохр., 1972). Перший – річковий (сформований дніпровськими та прип'ятськими відрогами), верхня межа якого починається біля колишніх селищ Паришев та Плітовіще, нижня проходить між сс. Оташев та Ладижичевський. Нижня межа другого, водосховищно-річкового району, проходить по лінії пос. Тетерівський. На цій території, за весь час існування водосховища, відбуваються вторинні сукцесії, в результаті яких формуються заплавні комплекси дельтового типу (Мальцев, Зуб, 2004). Ця динамічна система знаходиться у процесі утворення і її розвиток багато у чому залежить від гідрологічних умов, накопичення алювію та рослинного детриту, загальних кліматичних змін та антропогенного впливу. В результаті чого склалися специфічні умови для формування та розповсюдження водної рослинності. В останні декілька років особливо актуальною стала проблема заростання верхній частині водосховища угрупованням *Trapetum natantis* Kárpáti 1963, які майже повністю зайняли мілководдя і є причиною пригнічення розвитку інших водних макрофітів.

Найбільш досконалим методом вивчення формування та розвитку великих площ водної рослинності є нормалізований відносний індекс рослинності – NDVI (Clevers, 1988). Для оцінки стана розвитку ценозів *Trapetum natantis* та визначення площ їх розповсюдження використовувалися мультисектральні знімки Київського водосховища, які зроблені у квітні, червні та серпні 2019 року супутником “Sentinel-2”. Обробка знімків – атмосферна корекція та виділення мереж районів проводилося за допомогою ГІС програми Qgis 3.4 з доповненням Semi-Automatic Classification (Congedo Luca, 2016). Знімки за квітень використовувались для визначення загальної площі воді та суши, а також у якості маски для “вилучення” землі, та повітряно-водної рослинності з інших знімків. Для визначення NDVI використовувались червоний (620–670 нм), та ближній інфрачервоний (841–876 нм) каналі з розподільною здатністю 10 м – відповідно B8 та B4 оптичні канали супутника. Розрахунок індексу проводився за формулою:

$$NDVI = (\rho \text{ NIR} - \rho \text{ red}) / (\rho \text{ NIR} + \rho \text{ red}) \quad (1)$$

де $\rho \text{ NIR}$, $\rho \text{ red}$ - коефіцієнти спектральної яскравості у відповідних зонах. При використанні даних с супутника “Sentinel-2” формула набуває вигляду:

$$NDVI = (B8 - B4) / (B8 + B4) \quad (2)$$

Значення NDVI кожного пікселю зображення, поділялися на групи: від -1 до 0,2 відкрита вода; від 0,2 до 0,3 – слаборозвинена; від 0,3 до 0,6 – розвинена; від 0,6 до 0,8 – добре розвинена; та більше ніж 0,8 – сильно розвинена водна рослинність. Отримані данні оброблялись за допомогою статистичного пакета R (R: A language..., 2013).

Також у червні були проведені польові дослідження, за результатами яких було вивчено видовий склад та продуктивність найбільш великих масивів *Trapetum natantis* у верхній частині Київського водосховища.

Встановлено, що загальне проективне покриття угруповань *Trapetum natantis* коливалось від 80-85% до 100%, щільність рослин складала від 44 до 148 рослин/м²,

сира фітомаса – 0,6 до 10,34 кг/м². У ценозі домінує *Trapa natans* L. – 85–100%, видовий склад відносно бідній і представлений переважно *Nuphar lutea* (L.) Sm., *Stratiotes aloides* L., *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Salvinia natans* (L.) All., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, *Sparganium erectum* L., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid., та *Typha angustifolia* L. За винятком *Nuphar lutea* та *Stratiotes aloides*, які формують окремі куртини у заростях *Trapa natans*, інші види мають незначне проективне покриття – від окремих екземплярів до 3–5%.

Встановлено, що у річковому геоботанічному районі у квітні площа відкритої води складала 40,07 км². Зарості водної та прибережено-водної рослинності були відсутні. У червні загальна площа водної рослинності складала 22,03 км² (45%), відкритої води – 18,04 км², що свідчить про її скорочення за раньолітній період майже на 55%. Розподіл значень індексу NDVI не відповідав нормальному закону розподілу, та характеризувався незначним значенням асиметрії (-0,01), та досить великими показниками ексцесу (-1,39). Це свідчить про двофазний розвиток угруповань *Trapa natans* за цей час – спочатку на мілководдях, які швидко прогрівалися, а потім на поглиблених ділянках. Розподіл площ по інтервальним оцінкам рівнів NDVI це підтверджує. Найбільші площі займали угруповання, які характерні для розвинутої рослинності (від 0,3 до 0,6) – 12,6 км², або 31,62% загальної площі водної рослинності; друге місце займала добре розвинута рослинність (від 0,6 до 0,8) – 5,77 км² (14,4%), а по периферії була сформована слаборозвинена рослинність (від 0,2 до 0,3) з загальною площею 3,59 км² (8,96%).

У серпні загальна площа водної рослинності у порівнянні з квітневими показниками зростає, і складала майже 64% (25,61 км²) загальної водної поверхні. Розподіл значень індексу NDVI також не відповідав нормальному закону розподілу, та характеризувався значними значеннями асиметрії (-0,64) та ексцесу (-0,51). Це свідчить про те, що розвиток угруповань проходив переважно у напрямку подальшого збільшення площ добре та сильно розвинутої рослинності, а також зменшення території, зайнятої слаборозвинутою та розвинутою рослинністю. Добре розвинута рослинність у тричі збільшила свою площу і займає 15,48 км², або 38,63% загальної площі водної рослинності та знаходилася на першому місці. Це сталося внаслідок майже 1,5 разового зменшення площ розвинутої до 8,18 км² (20,41%, друге місце), та слаборозвинутої рослинності. Водночас відмічено подальше формування нових акваторій, зайнятих *Trapa natans*, про що свідчить невеличкі площі слаборозвинутої рослинності (від 0,2 до 0,3) – 1,59 км² (3,97%), яка займає третє місце. Також спостерігалось утворення ділянок з сильно розвинутою рослинністю (більш ніж 0,8), які переважно зустрічались в місцях з повільним водотоком. Їх площі дуже незначні й складають 0,36 км² (0,90%).

У водосховищно-річковому геоботанічному районі у квітні площа відкритої води складала 172,75 км². Зарості водної та прибережено-водної рослинності також були відсутні. У червні загальна площа водної рослинності складала 32,60 км² (23,26%), а відкритої води – 140,15 км², що свідчить про її скорочення майже на 19%. Встановлено, що розподіл значень індексу NDVI не відповідав нормальному закону розподілу, та характеризувався незначним значенням асиметрії (-0,02), та досить великими показниками ексцесу (-1,13). Це свідчить про те, що раньолітній розвиток угруповань *Trapa natans* водосховищно-річкового геоботанічного району не суттєво відрізнявся від річкового і також проходив у два етапи – спочатку на мілководдях, які швидко прогрівалися, а потім на поглиблених ділянках. Найбільші площі займала розвинута рослинність (від 0,3 до 0,6) – 23,78 км², або 13,77% загальної площі водної рослинності. По її периферії, також як і річковому районі, сформувалися слаборозвинена рослинність (від 0,2 до 0,3) з загальною площею 5,13 км² (2,97%). Добре розвинута рослинність (від 0,6 до 0,8) займали відносно невеликі площі – 3,69 км² (2,14%).

У серпні загальна площа водної рослинності у порівнянні з квітневими

показниками зросла, і складала майже 27% (46,43 км²) загальної водної поверхні геоботанічного району. Розподіл значень індексу NDVI також не відповідав нормальному закону розподілу, та характеризувався значним значенням асиметрії (-0,92) та ексцесу (-0,31). Це свідчить про те, що розвиток угруповань, також як і у річковому геоботанічному районі, проходив у напрямку подальшого збільшення площ добре та сильно розвинутої рослинності і зменшення території, зайнятої розвинутою та слаборозвинутою рослинністю. Встановлено, що добре розвинена рослинність збільшила свою площу майже у 10 разів і займала 32,05 км² (18,55%) та знаходились на першому місці. Це сталося внаслідок двократного зменшення площ розвинутої рослинності до 11,21 км² (6,49%), яка займала друге місце, та слаборозвинутої рослинності. Водночас відмічено формування слаборозвинутої рослинності на нових територіях, площа яких складала 2,87 км² (1,66%). Також, як і у річковому геоботанічному районі, відмічено формування ділянок з сильно розвинутою рослинністю (більш ніж 0,8), які переважно зустрічалась зустрічались в місцях з повільним водотоком. Їх площі дуже незначні й складала 0,30 км² (0,17%).

Проведені дослідження дозволили встановити, що у верхній частині Київського водосховища спостерігається швидке заростання мілководних ділянок монодомінантними угрупованнями *Trapa natans*, які займають від 27% до 64% площі акваторії в залежності від геоботанічного району. Показано, що розвиток угруповань *Trapa natans*, у геоботанічних районах відрізняється не суттєво. Для водної рослинності річкового та водосховищно-річкового геоботанічних районів встановлені провідні статистичні значення індексу NDVI, виділено ряд груп розвитку рослинності та визначена їх площа. Виявлено, що інтенсивний розвиток *Trapa natans* призводить до суттєвого зменшення площ, та збіднення видового складу інших угруповань водної рослинності. Для мінімізації негативних явищ та наслідків пов'язаних з експансією *Trapa natans* потрібне перш за-все переглянути нормативно-правову базу охорони червонокнижних видів у напрямку формування методів оцінки та боротьби з новосформованими загрозами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. — Киев. — Наук. Думка, 1989. — 216 с.

Киевское водохранилище. Гидрохимия, биология продуктивность / За ред. Я.Я. Цеб. - Киев. Наукова думка. 1972. 456 с.

Мальцев В.І., Зуб Л.М. Формування мілководних ландшафтів дніпровських водосховищ — результат динаміки їхнього заростання // Збереження сталого функціонування та дотримання природно-екологічної рівноваги дніпровських водосховищ: матеріали до регіонального тренінгу. - К.: Опіляни, 2004. - С. 58-65.

Clevers, J.G.P.W. The derivation of a simplified reflectance model for estimation of leaf area index // Remote Sensing of Environment V. 25, Issue 1, June 1988, P. 53-69

Congedo Luca Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. DOI: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>

С.С. ДУБНЯК¹, В.К.ХІЛЬЧЕВСЬКИЙ²

¹Інститут гідробіології НАН України,
просп. Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

²КНУ імені Тараса Шевченка,
пр. Глушкова 2, Київ МСП-680, Україна

ГІДРОМОРФОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ВЕЛИКИХ РІВНИННИХ ВОДОСХОВИЩ ЯК ОБ'ЄКТА ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

На основі гідрологічних та гідроекологічних досліджень в останній чверті ХХ століття сформувалося уявлення про водосховища як окремий різновид водних екосистем (Одум, 1986; Тімченко, 2006), що мають спільні риси з озерними і річковими екосистемами. З іншого боку, водосховища є антропогенними об'єктами з комплексом засобів і заходів, призначених для управління їх водним режимом і станом ложа, берегів та прибережних територій. Тому можна констатувати, що великі рівнинні водосховища – це гетерогенні природно-технічні водні екосистеми, які на відміну від інших водних об'єктів, водночас подібні до річки і озера, мають природні і штучні риси (Дубняк, 2010). В зоні контактів водосховищ з прилеглою сушею виникають екотони, які зазнають взаємного впливу екосистем суші і води та водночас є своєрідними екосистемами в складі комплексної гетерогенної екосистеми водосховища.

Розробка і застосування теоретичної і методичної бази екологічної гідрології водойм до дніпровських водосховищ (Тімченко, 2006) дали можливість вивчити зміни елементів гідрологічного режиму, які призводять до корінної трансформації водної екосистеми річки в екосистему водосховища, встановити взаємозв'язки між гідрологічними процесами і біотою та оцінити екологічний стан водосховищ і їх окремих частин, розробити підходи до управління екосистемами водосховищ, принаймні у їхніх верхніх річкоподібних частинах шляхом регулювання попусків гідроелектростанцій. Але як показали наші дослідження на дніпровських водосховищах (Дубняк, 2010), оцінка екологічного стану водосховищ не вичерпується вивченням впливу на цей стан гідрологічних факторів. Дуже важливу роль у функціонуванні і розвитку екосистем водосховищ відіграють гідроморфологічні фактори, які згідно імplementованої Україною Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу, є необхідним елементом оцінки екологічного потенціалу водосховища як істотно зміненого водного об'єкта (Керівництво, 2003).

Аналіз морфологічних, гідрологічних, гідрохімічних і гідробіологічних особливостей водосховищ показує, що це принципово інший тип водного об'єкту, ніж річки та озера. Структура і спрямованість розвитку абіотичних умов і факторів у водосховищах просторово мінлива і неоднорідна, що визначає мінливість біомаси і продуктивності основних екологічних компонентів. Більшість дослідників пояснюють більш значне порівняно з річками та озерами біорізноманіття на водосховищах їх морфометричними та гідроморфологічними характеристиками, різноманітністю біотопів на водосховищах, особливо на їх мілководдях.

У водосховищах, на відміну від річок і озер, формуються неоднорідні системи транзитно-циркуляційних течій, причому різні в різних зонах водосховища. Останнє визначається особливостями затопленого рельєфу. Так найбільш гідродинамічно активні ділянки прив'язані до колишніх русел, ділянки замкнених циркуляцій – до затоплених заплавлів і надзаплавних терас, а застійні зони – до мілководь, відшнурованих русел, стариць. Морфологічні і морфометричні особливості водосховища та окремих його частин визначають параметри течій і вітрового хвилювання, які впливають на формування берегів і ложа водосховищ, режим змучування і кисневий режим, умови існування всіх видів біоти, особливо планктону і водної рослинності. Вплив конфігурації затопленої водосховищем річкової долини та її рельєфу чітко

проявляється у формуванні і переміщенні вздовж водосховища водних мас.

Своєрідно відбуваються у водосховищах порівняно з річками і озерами седиментаційні процеси. У зв'язку зі зменшенням швидкостей стокових течій в озероподібних частинах водосховищ відбувається активне відкладення наносів, причому крупність цих наносів зменшується вздовж водосховища вниз до греблі і від берегів до затоплених русел і стариць. Затоплений рельєф має значний вплив на процеси седиментації наносів у водосховищах. У середньому в рівнинних водосховищах затримується 90–95 % донних і завислих наносів, що призводить до їх поступового замулення і занесення. Основним джерелом різних видів наносів у водосховищах у перші 10–15 років після наповнення служить розмив берегів і ложа, пізніше – поверхневий стік і місцева біота.

Водосховище відрізняється від річки чи озера тим, що його утворення і розвиток відбуваються не еволюційним шляхом, а стрибкоподібно. Провідне значення для формування водних екосистем на початковому етапі їх формування належить вихідному затопленому водосховищем рельєфу і геологічній будові русла і заплави річки, розташуванню новостворених загального і місцевих базисів ерозії. Загальне підвищення базису ерозії (рівня води у водосховищі) викликає пенеппенізацію (вирівнювання) рельєфу стосовно цього базису. Це тривалі в часі процеси формування ложа водосховища як єдиної гетерогенної поверхні шляхом розмиву підвищень і уступів та занесення западин і понижень. Такий же генеральний напрямок розвитку берегових екотонів – вирівнювання рельєфу в зоні взаємовпливу суші і води. Процеси пенеппенізації рельєфу відрізняються в річкоподібній і озероподібній частинах водосховища та в берегових екотонах. Все це позначається на умовах виникнення і сукцесіях біоти і повинно враховуватися при дослідженні структурно-функціональних особливостей екосистем водосховищ шляхом їх районування, типізації, зонування.

Вплив затопленого рельєфу і геологічної будови на стан екосистем водосховищ з часом затухає, тобто є детерміністським, інерційним, що обумовлює нестационарність розвитку цих екосистем на фоні стаціонарності протягом тривалих проміжків часу гідрологічних умов і факторів. Нестационарність, інерційність розвитку екосистем водосховищ визначає поділ історії цього процесу на окремі етапи (періоди) розвитку ложа, берегової лінії, зони мілководь, зон підтоплення, ерозійної активності, які синхронно проявляються в сукцесіях біоти.

Слід мати на увазі ще одну принципову особливість водосховищ як природно-технічних об'єктів – їх високу динамічність. Вона обумовлена, на нашу думку, значною енергією процесів в період «молодості» водосховища – значні перепади відміток рельєфу і похилів поверхонь, наявність незаповнених наносами і рослинністю ділянок акваторій, відсутність обмежуючих природних перешкод. Такі умови стимулюють течії і вітрове хвилювання, переміщення наносів та їх акумуляцію, розростання нових видів рослинності, в першу чергу, повітряно-водяної. В результаті активно розмиваються береги і ложе водосховища, заносяться западини і пониження, зрізуються миси і заносяться бухти, вирівнюється і скорочується берегова лінія, виположується дно водосховищ.

Протягом більш тривалих проміжків часу динамічність водосховищ як природно-господарських об'єктів визначається впливом господарства та змінами режиму (правил експлуатації) водосховищ, чого не може бути на озерах чи річках. Тому говорити про прогнозовану еволюцію водосховищ чи стабілізацію їх стану, як це відбувається в річках чи озерах, правомірно лише в розумінні збереження в майбутньому існуючого сьогодні експлуатаційного режиму. Навпаки, еволюція озер і річок відбувається поступово, протягом значних часових інтервалів, спрямована на досягнення динамічної рівноваги між різними факторами цієї еволюції. На водосховищах такі стабілізаційні зміни відбуваються революційно, стрибкоподібно,

протягом порівняно коротких проміжків часу – десятки років, тому і прогнози цих змін не варто виносити за межі часу розрахункової експлуатації водосховища. Більш того, спроби використати стрибкоподібні зміни компонентів водосховищ як аналоги для вивчення початкових стадій еволюції озер чи річок, як і навпаки – знаючи нинішній стан річок і озер давати прогнози розвитку водосховищ, на нашу думку, є безпідставними, оскільки це різні об'єкти з відмінною історією розвитку.

Для великих рівнинних водосховищ на річках характерна мілководність. Так на дніпровських водосховищах середні глибини не перевищують 10 м, а мілководдя з глибинами до 2 м складають майже 20% їх загальної площі. Враховуючи це, можна зробити висновок, що понад 50% площі акваторії водосховищ охоплені вітровхвильовими процесами (хвилями, течіями), переміщенням і водообміном водних мас, турбулентним перемішуванням, розмивом дна і берегів, потоками наносів та їх седиментацією. Отже, поряд з гідродинамікою вод і їх фізичними властивостями, які в однаковій мірі проявляються в озерах, морях і водосховищах, на останніх провідну роль як абіотичні фактори відіграють морфо- і літодинаміка рельєфу і відкладів, які визначають місцеву специфіку біотопів, сукцесії біоти.

Враховуючи зазначені вище гідроморфологічні особливості великих рівнинних можна констатувати, що у них в цілому немає природних аналогів, але окремі їх частини можна розглядати як аналоги інших водних екосистем з різним ступенем подібності. Цього потребують і сформульовані у ВРД ЕС підходи щодо встановлення референційних умов і екологічних цілей для істотно змінених водних тіл (Керівництво, 2003). Так нижню і середню за течією частини водосховищ можна співставляти з озерними екосистемами, враховуючи відмінності в генезисі і сучасному стані цих водойм, гідроморфологічних особливостях ложа і берегів, режимі рівнів води і течій, компонентах зовнішнього і внутрішнього водообміну, сукцесіях біоти і етапах формування абіотичних умов та екосистем в цілому. Верхні частини водосховищ (зони виклинювання підпору) допустимо порівнювати з ділянками річок, на яких створене водосховище, але і в цьому випадку при подібності гідроморфологічних особливостей, є корінні відмінності у гідродинамічних (режим рівнів, течій, переміщення водних мас, водообмін тощо) і гідробіологічних процесах. Практично немає аналогів у перехідній зоні між озероподібною і річковою частинами водосховища, яка в літературі отримала назву «мілководної зони». На рівнинних річках такої зони немає взагалі, а на озерах, як і в озероподібній частині водосховищ, є берегові відмілини, але немає акваторійних мілководь. Останні є в лиманах та естуаріях річок, але гідроморфологічні особливості їх формування суттєво відрізняються.

Отже, специфічні особливості великих водосховищ визначаються їх стрибкоподібним утворенням, динамічністю, нестаціонарністю та інерційністю процесів формування їх екосистем, визначальним впливом на формування екосистем вихідної геологічної будови і рельєфу затопленої річкової долини, морфо- і літодинаміки поряд з гідрологічними умовами та гідродинамікою вод. Врахування цих особливостей і встановлення аналогів для окремих частин водосховищ – необхідні передумови оцінки екологічного потенціалу водосховищ.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Дубняк С.С. Методологічні основи еколого-гідроморфологічного аналізу екосистем великих рівнинних водосховищ // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2010. – Т. 1(18). – С. 30–41.

Одум Ю. Экология : в 2-х т. – М.: Мир, 1986. – Т.1. – 328 с., Т.2. – 376 с.

Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины. – К.: Наук. думка, 2006. – 383 с.

Керівництво №4 Ідентифікація та присвоєння статусу істотно змінених та

штучних водних тіл. Водна Рамкова Директива. Спільна стратегія впровадження Водної Рамкової Директиви (2000/60/ЄС), 2003. – 108 с.

УДК 502.51:556.04](477.51):349.6(477)

А.О. ЖИДЕНКО, В.В. ПАПЕРНИК

Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка,
Гетьмана Полуботка, 53, Чернігів 14013, Україна

МОНІТОРИНГ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ У КОНТЕКСТІ ЗМІН НОРМАТИВНОЇ БАЗИ УКРАЇНИ НА ПРИКЛАДІ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Зростання масштабів господарської діяльності в Україні, незбалансована експлуатація природних ресурсів, економія на системах захисту довкілля, призводить до посилення антропогенного тиску на навколишнє середовище, особливо її водних ресурсів. Головним документом законодавчого регулювання водних відносин є Водний кодекс України, але як стверджують (Міхалева, 2005), його норми не є нормами прямої дії, а їх формування і затвердження делегується різним органам виконавчої влади.

Так рішенням двадцятої сесії обласної ради шостого скликання була затверджена «Програма охорони навколишнього природного середовища Чернігівської області на 2014-2020 рр.», в якій ставиться питання про екологічні проблеми області, однією з них є порушення гідрологічного та гідрохімічного режиму малих річок. Це пов'язано з надходженням до них неочищеного поверхневого стоку з території міст, що призводить до замулювання русел, забруднення вод, порушення гідрологічного режиму та технічного стану річок. Таким чином основною проблемою щодо охорони та раціонального використання водних ресурсів області протягом останніх років залишається питання забруднення поверхневих водних об'єктів. По закінченню кожного року Департаментом екології та природних ресурсів Чернігівської обласної державної адміністрації публікується: «Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області» та «Екологічний паспорт Чернігівській області», відомості для яких збирають співробітники відділів: природоохоронних програм; екологічного моніторингу; заповідної справи, біоресурсів та екомережі; регулювання природних ресурсів даного департаменту. В результаті моніторингу водних ресурсів у Чернігівській області засвідчено, що загальний забір води в 2018 році у порівнянні з 2017 роком збільшився на 23,4 млн. м³, або на 22 % і склав 128,5 млн. м³, 66% від якого забрано з поверхневих водних об'єктів. Також збільшилося загальне використання водних ресурсів, в порівнянні з 2017 роком, (93,0 млн. м³) на 24,0 млн. м³, або на 26 % і становило 117,0 млн. м³. Об'єм використаної в промисловості води – 77,3 млн. м³, проти попереднього року (56,9 млн. м³): цей показник зріс на 20,4 млн. м³. Це пояснюється збільшенням об'ємів використання води КЕП «Чернігівська ТЕЦ» ТОВ фірми «ТехНова». Обсяги використаної в сільському господарстві води – 16,5 млн м³ (+ 4,4 млн. м³ до показника попереднього року). Це пояснюється збільшенням об'ємів використання води підприємствами рибного господарства на виробничі потреби. Загальне водовідведення зворотних (стічних) вод становило 103,4 млн. м³ і збільшилося, в порівнянні з 2017 роком (78,9 млн. м³), на 24,5 млн. м³. У поверхневі водні об'єкти області було скинуто 95,5 млн. м³, що на 23,9 млн. м³ (33 %) більше, ніж у попередньому році (71,6 млн. м³). Об'єм скиду недостатньо очищених стічних вод становив 15,57 млн. м³ і збільшився проти 2017 року (13,94 млн. м³) на 1,63 млн. м³ (12 %). Основні джерела забруднення водних об'єктів – це підприємства комунального господарства, які в 2018 році скинули 15,57 млн. м³ недостатньо очищених стічних вод. Моніторинг якості поверхневих вод здійснюється на контрольних створах у відповідній кількості: р. Дніпро (1), р. Десна (6), р. Снов (3), р. Сож (1) та інші річки: Судость,

Білоус, Сейм, Стрижень, Удай, Остер, Ірпа, Ревна, Цата, теж по одному контрольному створу (Екологічний паспорт, 2019). Щомісячно дослідження зафіксувало підвищений вміст сполук заліза загального та мангану у окремих річках області, це є природним чинником та характерною ознакою водойм Поліської зони, незначні коливання концентрацій даних речовин в 2017 році також залежали від сезонних явищ. Забруднення поверхневих вод амонієм сольовим та нітритами пов'язано з надходженням органічних та біогенних речовин з дощовими та талими водами з урбанізованих територій та скидами недостатньо очищених стічних вод з очисних споруд підприємств комунальної сфери (Доповідь, 2018).

Згідно постанови кабінету міністрів України про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод (Постанова, 2018) такої кількості визначених показників недостатньо. У пунктах 10–13 цієї постанови описані процедури діагностичного, операційного і дослідницького моніторингу, які здійснюються за басейновим принципом, показники державного моніторингу масивів поверхневих, підземних та морських вод та їх періодичність (наведені у додатках 1–3). Складовими державного моніторингу масивів поверхневих вод є моніторинг біологічних, гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних параметрів. До останніх відносять наступні показники: макрокомпоненти (гідрокарбонатні іони, аніони флуору, катіони кальцію, калію, магнію, натрію, феруму та іонів мікрокомпонентів: алюмінію, аргентуму, берилію, кобальту, купруму, мангану, молібдену, нікелю, селену, силіцію, стронцію, хрому, цинку; а також забруднюючих речовин, згідно з їх переліком для визначення хімічного стану та біологічних показників масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод, що затверджується Мінприроди. Їх визначення є своєчасним і актуальним. У Законі України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» йдеться про неефективну систему державного управління у сфері охорони навколишнього природного середовища та регулювання використання природних ресурсів, зокрема неузгодженість дій центральних і місцевих органів виконавчої влади та органів місцевого самоврядування, про незадовільний стан системи державного моніторингу навколишнього природного середовища, якій треба змінювати (Закон, 2019). Крім того, на черговому засіданні Президії НАН України під головуванням Президента Національної академії наук України академіка Бориса Патона 13 лютого 2019 року виступив директор Інституту гідробіології НАН України член-кореспондент НАН України Сергій Афанасьєв з докладом «Біоіндикація екологічного стану річкових систем України в аспекті імплементації Директив ЄС у галузі довкілля». Він сказав, що у Гельсінській конвенції, Водній рамковій директиві 2000/60/ЄС та інших документах Європейського Союзу, ООН та ЮНЕСКО задекларовано зміни у парадигмі моніторингових досліджень поверхневих вод. Основою цих змін є перехід, головним чином, від контролю якості води як ресурсу на біологічний контроль екологічного стану гідроєкосистем і заміна критеріального підходу порівняльним – коли поточний екологічний стан визначається шляхом співвідношення з референційними значеннями. Голова Держводагентства Ірина Овчаренко зазначила, що Держводагентство підтримує наукові розробки у сфері біологічного моніторингу екологічного стану водних екосистем, підтримує співпрацю з науковцями у конкретних кроках процесу планування управління річковим басейном (Офіційний сайт, 2019). Тому дійсно, співпраця Департаменту екології та природних ресурсів Чернігівської обласної державної адміністрації та кафедри Екології та охорони природи Національного університету «Чернігівський колегіум» імені Т.Г. Шевченка допоможе діючи нині систему моніторингу вод з неефективної та застарілої, яка не відповідає сучасним європейським стандартам, реформувати та перейти до інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2017 рік– Чернігів: Черніг. обл. держ. адмін., департ. екол. та природ. ресур., 2018 р. – 244 с.

Екологічний паспорт Чернігівській області 2018 року – Чернігів: Черніг. обл. держ. адмін., департ. екол. та природ. ресур., 2019. – 210 с.

Закон України Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року від 28.02.2019 // Відомості Верховної Ради України від 19.04.2019 – 2019 р., № 16, стор. 8, стаття 70.

Міхалєва М., Столярчук П. Значення екологічної оцінки водних ресурсів та порівняльний аналіз водного законодавства України та Європейського Союзу // Вимірювальна техніка та метрологія. – 2005. – № 65 – С. 172–178.

Офіційний сайт Національної академії наук України. Електронний ресурс – Режим доступу: <http://www.nas.gov.ua/UA/Activity/Pages/Default.aspx>.

Постанова кабінету міністрів України про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод // Офіційний вісник України від 05.10.2018. — 2018 р., № 76, стор. 84, стаття 2537, код акта 91639/2018.

УДК 556,531:556,18:311

Л.А. КОВАЛЬЧУК, Н.М. ОСАДЧА

Український Гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України,
просп. Науки, 37, Київ 03028, Україна

ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ПЕРЕВІРКИ ГІПОТЕЗИ ПРО ОДНОРІДНІСТЬ УМОВ ФОРМУВАННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОДИ У МЕЖАХ МАСИВІВ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

Реалізація завдань Водного Кодексу України передбачає виконання оцінок антропогенного впливу у межах окремого масиву поверхневих вод. Загальна кількість виділених масивів у поверхневих водах України налічує більше 9 тисяч, що ставить завдання їхнього об'єднання у однотипні групи для проведення моніторингових спостережень. Очевидно, що умови формування хімічного складу вод обумовлені, перш за все, ідентичними фізико-географічними і гідрологічними умовами, а також, подібним характером кругообігу речовин та енергії у межах водних екосистем. В практичному сенсі мають бути розроблені засади об'єднання водних масивів зі спільним природним фоном, якому властиві певні концентрації компонентів хімічного складу води. Варіабельність таких концентрацій речовинного складу вод визначається процесами в межах кліматичної норми та процесами, викликаними дією змін клімату.

Для уникнення термінологічних непорозумінь термін фонові концентрації у цій роботі розглядається як нормально розподілені концентрації хімічних компонентів природного походження. В основу дослідження покладені матеріали довгострокових спостережень на мережі державного моніторингу вод ДСНС України.

Робоча гіпотеза полягала в наступному: води річок Десна, Псел та Ворскла мають єдину природну варіабельність азоту амонійного $N-NH_4^+$. Підставою цьому слугували особливості часової мінливості концентрацій $N-NH_4^+$, які, гіпотетично, пов'язані з геохімічним фоном, типом землекористування та змінами біомаси фітопланктону. Крім цього, на концентрації $N-NH_4^+$ у водному об'єкті значний вплив чинять комунальні та промислові стічні води, а також зміни кліматичних характеристик. В такому разі, для перевірки гіпотези фактичні концентрації азоту амонійного в пунктах спостережень мають бути розділені на складові: концентрації природного фону (кліматичної норми); концентрації, зумовлені змінами клімату;

концентрації антропогенного походження. Чисельні експерименти проведено на прикладі азоту амонійного у пунктах довгострокових спостережень: с. Літки (р. Десна), с. Запсілля (р. Псел), м. Кобеляки (р. Ворскла). Аналіз отриманих концентрацій ґрунтувався на наступній гіпотезі: у випадку ідентичності законів статистичних розподілів складових концентрацій різних пунктів спостережень окремі складові концентрації також будуть ідентичними. В зв'язку з цим оцінювали коефіцієнти кореляції між складовими фактичних концентрацій одного і того ж пункту спостережень, розрахованими, в першому випадку, за параметрами цього пункту спостережень, а в другому випадку – за параметрами порівнюваного пункту спостережень. Деталі дослідження висвітлені в алгоритмі розрахунків.

Для розділення фактичних концентрацій азоту амонійного на складові використано фундаментальне положення, що закон статистичного розподілу суми випадкових величин є згорткою законів статистичних розподілів цих випадкових величин (Яноши, 1968). Достеменно, що фактична концентрація компоненту є сумою складових: концентрації природного походження та концентрації антропогенного походження. В такому разі, закон статистичного розподілу фактичних концентрацій $N-NH_4^+$ є згорткою двох законів: а) закону статистичного розподілу концентрацій досліджуваного елемента природного походження та б) закону статистичного розподілу концентрацій $N-NH_4^+$ антропогенного походження. В свою чергу, закон статистичного розподілу концентрацій природного походження є згорткою двох законів: в) закону статистичного розподілу концентрацій кліматичної норми та г) закону статистичного розподілу концентрацій, зумовлених змінами клімату.

Закони статистичних розподілів концентрацій ідентифікувалися за їхніми параметрами за допомогою аналітичної моделі Gaussian 1. При цьому вважалось, що закон статистичного розподілу концентрацій $N-NH_4^+$ кліматичної норми є законом Гауса, який ідентифіковано з достовірністю 0,997, а закон статистичного розподілу концентрації іонів амонію природного походження є також законом Гауса, але ідентифікованим з достовірністю 0,99999. Реалізуючи намір, спочатку для кожного пункту спостережень було проведено ранжування фактичних концентрацій у напрямку збільшення, після чого були розраховані незміщені оцінки математичного очікування, стандартного відхилення, ексцентриситету, ексцесу та їхні 99,7%-ні і 99, 999%-ні довірчі інтервали. Параметри законів Гауса оцінювалися по тим частинам ранжованих рядів фактичних концентрацій, де незміщені оцінки ексцесу та ексцентриситету не виходили за їхні 99,7%-ні і 99, 999%-ні довірчі інтервали, тобто не перевищували відповідно 3-х та 5-ти стандартних похибок ексцесу та ексцентриситету (Большаков, 1983; Львовский, 1988). Параметри закону статистичного розподілу концентрацій антропогенного походження, та аналогічні параметри для концентрацій, обумовлених змінами клімату, обраховувалися за правилами згортки (Яноши, 1968). В такому разі, достовірність ідентифікації закону статистичного розподілу концентрацій, обумовлених змінами клімату, була вищою 0,997 та нижчою ніж 0,99999; достовірність ідентифікації закону статистичного розподілу концентрацій антропогенного походження була вищою 0,99999.

Отримавши закони статистичних розподілів (щільності ймовірностей) складових фактичних концентрацій, за допомогою інтеграла ймовірностей були оцінені ймовірності концентрацій природного фону (кліматичної норми); ймовірності концентрації, зумовлених змінами клімату, та ймовірності концентрації антропогенного походження. Розділення фактичних концентрацій на складові було виконано за допомогою IV-тої аксіоми Колмогорова, згідно якої, ймовірність двох незалежних випадкових величин є сумою ймовірностей цих величин (Колмогоров, 1974). Важливим практичним наслідком вказаної аксіоми для нашої задачі є те, що фактичні строкові концентрації хімічного компоненту співвідносяться зі строковими концентраціями природного та антропогенного походження таким же чином, як співвідносяться їхні

строкові ймовірності. Аналогічно, строкові концентрації природного походження співвідносяться зі строковими концентраціями кліматичної норми та концентраціями, обумовленими кліматичними змінами, таким же чином, як співвідносяться їхні строкові ймовірності.

У випадку коротких рядів спостережень ідентифікація закону Гауса суттєво ускладнюється, через значні похибки оцінювання ексцесу та ексцентриситету у рядах, що налічують менше 100 значень. В цьому випадку кількість значень концентрацій у ряду була збільшено шляхом генерації 800-900 статистично еквівалентних їм величин (Колмогоров, 1974).

Параметри законів статистичних розподілів концентрацій суттєво відрізнялися: середнє значення концентрацій іонів амонію (мг N/дм^3) кліматичної норми знаходилося в інтервалі 0,27–0,33; стандартне відхилення становило 0,10–0,12; середнє значення концентрацій антропогенного походження змінювалось у межах 0,06–0,07; стандартне відхилення мало значення 0,25–0,26; середнє значення концентрацій, обумовлених змінами клімату коливалось від 0,02 до 0,03, стандартне відхилення було 0,07–0,08.

Результати перевірки гіпотези про однотипність масивів поверхневих вод у с. Літки (р. Десна) та с. Запсілля (р. Псел) засвідчили, що часові ряди фонових концентрацій азоту амонійного (що відповідають кліматичній нормі) взаємопов'язані між собою на рівні коефіцієнтів кореляції 0,921–0,981, концентрації антропогенного походження – 0,990–0,999. Спорідненість концентрацій, обумовлених змінами клімату, суттєво менша у с. Літки – 0,876, та ще слабша у с. Запсілля – 0,485.

Отримані результати дозволили деталізувати робочу гіпотезу. Висока кореляція між антропогенними складовими (0,99) обумовлена найвірогідніше значним впливом точкових джерел як у р. Десна так і в р. Псел. Суттєва залежність концентрацій кліматичної норми (0,92–0,98) як у р. Десна, так і в р. Псел формально обумовлена ідентичними законами статистичних розподілів концентрацій кліматичної норми, що впливає на розвиток первинних продуцентів. Як відомо, у річках з коефіцієнтом Штрахлера вище 4 на обмін речовин у екосистемі найбільший вплив чинить розвиток автотрофів.

Слід звернути увагу на ослаблений зв'язок між концентраціями, зумовленими кліматичними змінами, у пункті с. Літки відносно пункту с. Запсілля – 0,876; у пункті с. Запсілля відносно пункту с. Літки – 0,485. Формально, відмінності між коефіцієнтами кореляції – це наслідок різних законів статистичних розподілів концентрацій, обумовлених змінами клімату, у вищезазначених річках. Адже закони статистичних розподілів концентрацій кліматичної норми ідентифікувалися з достовірністю 0,997, а закони статистичних розподілів концентрацій, пов'язаних з кліматичними змінами, ідентифікувалися з достовірністю вищою 0,997 та нижчою 0,99999. Тобто, закони, що описують статистичні розподіли концентрацій внаслідок кліматичних змін, охоплюють ширший діапазон концентрацій, порівняно з законами статистичних розподілів концентрацій кліматичної норми (Большаков, 1983; Львовский, 1988).

У с. Запсілля (р. Псел) та в м. Кобеляки (р. Ворскла) мінливість концентрацій кліматичної норми була майже синхронною з коефіцієнтом кореляції 0,967–0,899. Це ж стосувалося і концентрацій антропогенного походження – 0,999–0,906. Спорідненість концентрацій, обумовлених змінами клімату, статистично нижча в с. Запсілля відносно м. Кобеляки – 0,723 та в м. Кобеляки відносно с. Запсілля – 0,666.

Ослаблений зв'язок в концентраціях, викликаних змінами клімату, в пункті с. Літки відносно пункту с. Запсілля – 0,876; в пункті с. Запсілля відносно пункту с. Літки – 0,485 ; в с. Запсілля відносно м. Кобеляки – 0,723 та в м. Кобеляки відносно с. Запсілля – 0,666, на нашу думку пов'язаний з відмінностями земного покриву. Він істотно впливає на приповерхневий обмін вологи, який відіграє вирішальну роль у формуванні вмісту хімічних компонентів у воді річок.

Встановлено, що об'єднання результатів спостережень за концентраціями

N-NH₄⁺ в пунктах с. Літки та с. Запсілля, а також в пунктах с. Запсілля та м. Кобеляки підвищувало коефіцієнти кореляції концентрацій кліматичних змін від 10 до 50%.

Таким чином, гіпотеза про фонову однотипність води за концентраціями азоту амонійного в пунктах с. Літки, с. Запсілля, м. Кобеляки, враховуючи кліматичну норму та антропогенний вплив, підтвердилася з достовірністю 0,9; але кліматичні зміни концентрацій однотипні за нижчої достовірності – 0,5–0,8. Підтвердження гіпотези про однотипність води дозволяє об'єднувати результати спостережень в різних пунктах спостережень.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Большаков, В.Д. Теория ошибок наблюдений. – М.: Недра, 1983. – 223 с.
Колмогоров, А.Н. Основные понятия теории вероятностей. – М.: Наука, 1974. – 120 с.
Львовский, Е.Н. Статистические методы построения эмпирических формул. – М.: Высш. Шк., 1988. – 239 с.
Яноши, Л. Теория и практика обработки результатов измерений (перевод с английского). – М.: Мир, 1968. – 462 с.

УДК 001.892:543.544.5:543.39

І.М. КОНОВЕЦЬ, О.М. УСЕНКО, Д.О. КУДРЯВЦЕВА

Інститут гідробіології НАН України,

Проспект Героїв Сталінграда 12, Київ 04210, Україна

РОЗРОБКА РУТИННОГО МЕТОДУ ВИЗНАЧЕННЯ ДЕЯКИХ ПРІОРИТЕТНИХ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН ЗА ДОПОМОГОЮ HPLC

Хімічне забруднення поверхневих вод несе загрозу для водних екосистем внаслідок можливого прояву гострої та хронічної токсичності для гідробіонтів, накопичення забруднюючих речовин в екосистемі, втрати середовищ існування та, внаслідок цього, біорізноманіття (Directive 2013/39/EU). З метою уніфікації підходів європейських і вітчизняних установ з охорони навколишнього середовища, серед численної кількості токсичних сполук, що забруднюють водні екосистеми, виділено пріоритетні речовини для моніторингу хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод (Наказ Міністерства екології..., 2017).

Згідно положень Водної рамкової директиви ЄС (ВРД) для захисту якості масивів поверхневих і підземних вод від хімічного забруднення інтегрованим інструментом управління є впровадження стандартів якості навколишнього середовища (environmental quality standards, EQS) для пріоритетних речовин. Величина EQS являє собою концентрацію хімічної речовини, яка не має бути перевищена для запобігання негативних ефектів. Використовують три типи величин EQS: 1) середньорічні екологічні (AA-EQS), що враховують наслідки довгострокової дії; 2) максимально допустимі концентрації (MAC-EQS) – призначені для захисту від короткострокового впливу; 3) біотичні (biota-EQS) – для врахування можливої опосередкованої дії і вторинного отруєння. Перший список значень EQS для 33 речовин був прийнятий у 2008 р., а у 2013 р. до цього списку було додано ще 12 речовин.

Запропоновано класифікувати хімічний статус водних тіл за перевищенням прийнятих екологічних стандартів якості – допустимих середньорічних величин AA-EQS вмісту у воді пріоритетних забруднюючих речовин. Загальний підхід полягає в тому, що хімічний стан поверхневих водних об'єктів класифікується як добрий, якщо

концентрації всіх з досліджених пріоритетних забруднюючих речовин не перевищують відповідних показників АА-EQS, у протилежному випадку він характеризується як такий, що не досягає доброго (The Water Framework Directive). У більш розширеному варіанті (The occurrence..., 2017) розрізняють п'ять категорій якості, приналежність до яких визначається співвідношенням концентрації забруднюючих речовин та відповідних величин АА-EQS: дуже добра (в 10 раз нижча), добра (нижча), середня (вдвічі вища), недостатня (вища у 2–10 раз) і погана (вища більше ніж в 10 раз).

Такий підхід висуває фундаментальну вимогу до аналітичних методів визначення вмісту пріоритетних забруднюючих речовин у воді, яка полягає у досягненні відповідності величин EQS методичним межам кількісного визначення цих речовин. Враховуючи підпорядкованість хімічних дескрипторів екологічного стану водних тіл біологічним дескрипторам, межі кількісного визначення мають бути принаймні на рівні величин АА-EQS, оскільки саме вони виявляють межу між доброю та середньою категоріями якості.

Директива ЄС 2013/39/EU встановлює стислі терміни розробки технічної документації щодо стратегії моніторингу та аналітичних методів визначення пріоритетних забруднюючих речовин, що знайшло відображення у появі науково-технічних документів ЄС (Loos et al., 2015). Проте на даний час існує потреба розробки уніфікованих рутинних методів виділення та концентрування пріоритетних забруднюючих речовин органічного походження, який би дозволив одночасне визначення групи речовин, подібних за фізико-хімічними властивостями.

Метою роботи була розробка і апробація методу виділення, концентрування та визначення деяких пріоритетних забруднюючих речовин органічного походження за допомогою твердофазної екстракції з подальшим хроматографічним розділенням і детектуванням на UV та MS детекторах.

Дослідження проводили на базі Гідроекологічного аналітичного центру (ЦККНП) Інституту гідробіології НАН України. Твердофазну екстракцію (ТФЕ) проводили за допомогою пристрою VisiprepTM DL (Supelco) з використанням картриджів SupelTM-Select HLB SPE 60 мг 3 см³ при швидкості проходження робочих розчинів 2–3 см³/хв. Величину рН робочих розчинів корегували і вимірювали за допомогою рН-метра MP511 Lab. Хроматографічне розділення цільових речовин проводили на приладі Agilent 1200 SL/DAD/FD/MSD 6130 за допомогою колонки Discovery HS C18 150x4,6 мм 5 мкм у градієнті рухомих фаз ацетонітрил/метанол–вода з додаванням 0,1 % мурашиної кислоти, визначення проводили на діодно-матричному детекторі при довжині хвилі 215 та 254 нм та мас-детекторі у режимі SIM. Межу кількісного визначення цільових речовин визначали з розрахунку десятикратного перевищення рівня шуму детектору. Для приготування розчинів цільових речовин використовували аналітичні стандарти алахлору, атразину, біфеноксу, ди-(2-етилгексил)-фталату, дикофолу, дихлофосу, діурону, ендосульфону, ізопротурону, квіноксифену, симазину, тербутрину, трифлураліну, хлорпірифосу та цибутрину (іргарол) виробників Pestanal, TraceCERT та Sigma-Aldridge.

Для виділення та концентрування цільових речовин використовували метод твердофазної екстракції (ТФЕ), суть якого полягає у розділенні суміші розчинених у рідкій фазі речовин з використанням твердих сорбентів. В аналітичній хімії цей метод широко використовується для підготовки проб, при цьому цільова речовина (аналіт) сорбується з вихідної матриці, а потім вимивається розчинниками (екстрагується). Визнано, що ТФЕ у порівнянні з методами рідинної екстракції скорочує час підготовки проб, зменшує витрату розчинників і підвищує точність аналізу (Hennion, 1999). При цьому відбувається очищення проби від небажаних домішок, концентрування цільових компонентів проби та їх переведення на іншу матрицю для подальшого її прямого введення у систему рідинного хроматографічного розділення.

Однак основними методичними труднощами при одночасній екстракції і аналізі

декількох класів сполук є широкий діапазон їх полярності, розчинності у воді та органічних розчинниках, констант кислотної дисоціації (pK_a), стабільності в кислих і лужних розчинах, що може вплинути на ідентифікацію або кількісну оцінку, зменшити частку відновлення при проведенні процедури ТФЕ тощо.

Діапазон величин константи розподілу між фазами октанол:вода (K_{ow}) досліджених речовин лежить в межах 1,4–7,6 одиниць, що свідчить про достатньо різні полярні властивості молекул – від помірно-полярних до неполярних. Це висуває дві основні вимоги до підбору типу полімерних смол ТФЕ: 1) вони мають бути сумісні зі зворотно-фазовим методом HPLC; 2) повинні містити помірно-гідрофільні і гідрофобні компоненти. Тому для розробки методу екстракції і концентрування цільових речовин був використаний тип картриджів HLB, що містять гідрофільний модифікований полімер на основі стиролу, розроблений для екстракції широкого кола сполук з проб води. Механізм утримання оснований переважно на взаємодії з оберненою фазою, проте гідрофільна модифікація фази робить її також селективною для більш полярних сполук.

Важливо зазначити, що стан іонізації сполук може істотно змінювати характеристики утримання і елюювання на даному сорбенті ТФЕ, при цьому аналізована речовина у нейтральному стані є більш гідрофобною, що покращує утримання цільових речовин на нерухомій фазі. В зв'язку з цим рН водних розчинів стандартних речовин перед твердофазною екстракцією модифікували у кислотний (рН 2,2) та лужний (рН 9,6) бік. Дослідження твердофазної екстракції водних розчинів стандартних речовин при різних рН показали, що відповідно до величини частки відновлення (що характеризує мінімізацію втрат при виділенні з водної матриці) вони розділяються на такі, що краще сорбуються з кислотного середовища (алахлор, біфенокс, ди-(2-етил-гексил)-фталат, дикофол, дихлофос, ендосульфат, квіноксифен, трифлуралін, хлорпірифос, цибутрин), або лужного (атразин, діурон, ізопротурон, симазин, тербутрин).

Дослідження позитивної та негативної іонізації цільових речовин у камері ESI (електроспрей) показало можливість визначення за допомогою мас-спектрометричного детектора алахлору, атразину, діурону, дихлофосу, ізопротурону, квіноксифену, симазину та тербутрину. Найкращі показники детектування цільових речовин отримані при позитивному режимі іонізації (ESI^+) при напрузі на голці розпилення 140 V. Подальше підвищення напруги чинило, в основному, негативний вплив через збільшення частки дочірніх іонів.

Аналіз проведених досліджень свідчить про те, що для речовин алахлор, атразин, біфенокс, ди-(2-етилгексил)-фталат, діурон, ендосульфат, ізопротурон, квіноксифен, симазин, тербутрин, хлорпірифос та цибутрин очікувана межа кількісного визначення (МКВ) менше величин АА-EQS для поверхневих вод. Розрахункова величина МКВ для дикофолу, дихлофосу та трифлураліну на 1–2 порядки вища за величини АА-EQS, визначення концентрації цих речовин у воді методом високоефективної рідинної хроматографії з використанням діодно-матричного або мас-детектору на рівні величин АА-EQS без додаткової дериватизації або використання інших методів детектування є проблематичним, проте це потребує подальших досліджень.

Таким чином, розроблено рутинний метод виділення та концентрування цільових речовин з проб води з використанням твердофазної екстракції (HLB, гідрофільно-ліпофільна рівновага) з кислотно- та лужно-модифікованих розчинів (рН 2,2 та 9,6) з подальшим розділенням на рідинному хроматографі за допомогою колонки типу C18 і визначенням на UV та MS детекторах.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Про затвердження Переліку забруднюючих речовин для визначення хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод. Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України № 45 від 06.02.2017 р. // Офіційний вісник України від 14.03.2017 – 2017 р., № 21, стор. 65, стаття 597, код акта 85119/2017.

Directive 2013/39/EU. Official Journal of the European Union, 24.8.2013. – 17 p.

Hennion M.-C. Solid-phase extraction: method development, sorbents, and coupling with liquid chromatography // J. of Chromatography A. – 1999. – Vol. 856 (1–2). – P. 3–54.

Loos R. et al. Analytical methods for possible 1st WFD watch list substances // Publications Office of the European Union. – 2015. – 43 p.

The occurrence of 12 EU priority substances in Swiss surface waters and biota – a review of monitoring data Ecotox Centre // Swiss Centre for Applied Ecotoxicology Eawag-EPFL, 8600 Dübendorf. – 2017. – 44 p.

The Water Framework Directive (classification, priority substances and shellfish waters) / Regulations Environmental Protection of Northern Ireland. – 2015. – No. 351. – 58 p.

УДК 581.526.325:504.05.001.818:911.375

О.В. КРАВЦОВА

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ОЦІНКА СТУПЕНЮ ВПЛИВУ АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ НА ЕКОСИСТЕМИ ВОДОЙМ МІСЬКИХ АГЛОМЕРАЦІЙ

Важливим напрямком збереження біологічного різноманіття є вивчення, охорона та забезпечення функціонування та охорона водних об'єктів, серед яких особливе місце займають водойми, розташовані та території міст і піддаються значному антропогенному впливу.

Імплементация в Україні Європейського законодавства в сфері навколишнього середовища передбачає розробку нових підходів або ж удосконалення вже існуючих систем оцінки впливу антропогенних чинників на водні екосистеми.

Європейське законодавство у сфері водної політики для оцінки екологічного стану чи потенціалу окрім аналізу хімічних та біологічних складових водних екосистем передбачає й ідентифікацію антропогенних тисків та оцінку їх впливів (Guidance Document No. 3, 2002). Серед них рекомендовано виділяти: точкові (стічні води, промисловість, добування корисних копалин, землеробство, аквакультура тощо) й дифузні (дренаж та стік, агропромисловість, лісництво тощо) джерела забруднення, тиски, спричинені специфічними забруднювачами (з промислового чи агрономічного сектору), зниження потоку, деякі морфологічні зміни (наприклад, регуляція потоку).

Тому нами запропоновано методологію оцінки антропогенного впливу на міські водойми шляхом виділення характерних для них антропогенних чинників та основних гідрохімічних показників.

Мета роботи – розробка та апробація методології бальної оцінки ступеню впливу антропогенних чинників на екосистеми водойм урбанізованих територій за структурно-функціональними показниками розвитку фітопланктону.

Запропонована методологія бальної оцінки впливу антропогенних чинників на

екосистеми міських водойм за фітопланктоном дозволяє дати кількісну характеристику, що базується на інтегруванні двох методологічних підходів:

1. Методиці оцінки наявності антропогенних факторів, що впливають на водойми та прилеглі до них території (згідно (Щербак, Семенюк, 2006; Семенюк, 2007; Shcherbak, Semenyuk, 2007). Оцінка здійснюється експертним шляхом на основі аналізу інформації про конкретну водойму та прилеглу територію. Враховуються такі чинники: часткова або повна відсутність прибережних захисних смуг; наявність в прибережних захисних смугах промислової або житлової забудови; штучна зміна гідроморфологічних характеристик водойми; наявність в межах природоохоронної зони автомобільних доріг, автостоянок та автозаправок, ливневий стік з промислової та житлової забудови; рекреація; рибогосподарська діяльність (любительське та спортивне рибальство) та промислове розведення риб.

Кожен антропогенний фактор, якщо його вплив наявний, оцінюється в 1 бал, якщо відсутній – 0 балів

2. Методиках оцінки якості води, що базуються на показниках, рекомендованих рядом Директив ЄС (Council Directive 76/160/EEC, Council Directive 91/271/EEC, Council Directive 91/676/EEC, Directive № 75/440/EEC).

З відхиленням величин гідрохімічних показників водойм від рекомендованих норм (згідно вищезазначених Директив) зростає ризик для розвитку фітопланктону, відповідно й збільшується бал, що безперечно свідчить про погіршення екологічного стану (потенціалу). Нами запропоновано використовувати наступні гідрохімічні показники й відповідну градацію балів: насичення води киснем (від 1 до 5 балів), рН (1–3 бали), вміст амонію (1–10 балів) та нітратів (1–20 балів).

З метою більш об'єктивної оцінки пропонується використовувати не лише усереднені значення показників, але й конкретні за вегетаційні сезони.

Показником ступеню антропогенного впливу на фітопланктон є загальний бал, отриманий в результаті додавання балів по кожному із критеріїв.

Запропонована методологія оцінки ступеню впливу антропогенних чинників на водні екосистеми була успішно апробована на результатах досліджень фітопланктону водойм розташованих на природоохоронних, лісопаркових і урбанізованих територіях міських агломерацій.

Було виділено найбільш репрезентативні структурно–функціональні показники розвитку фітопланктону, зміни величин яких свідчать про зростання антропогенного навантаження на водні екосистеми: співвідношення видового багатства провідних відділів водоростей (Bacillariophyta, Chlorophyta, Euglenophyta, Cyanophyta), біомаса фітопланктону, інформаційне різноманіття за індексом Шеннона, індекс сапробності фітопланктону.

Отже, запропонована бальна система є репрезентативною для оцінки впливу антропогенних чинників на екосистеми водойм урбанізованих територій за фітопланктоном.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Семенюк Н. Є. Фітопланктон різнотипних водойм м. Києва: Автореф. дис... канд. біол. наук. — К., 2007. — 21 с.

Щербак В.І., Семенюк Н.Є. Індикація впливу урбанізації на водойми за різноманіттям фітопланктону // Доповіді НАН України. — 2006. — №12. — С. 170–175.

Щербак В.І., Семенюк Н.Є. Порівняльна оцінка ступеню урбанізації водойм за різноманіттям фітопланктону // Наук. зап. Терноп. пед. ун-ту. Сер.: Біологія. Спец. вип. “Гідроекологія”. – 2005. – №3 (26). – С. 498–500.

Council Directive 76/160/EEC of 8 December 1975 concerning the quality of bathing water: [Electronic resource]. – Access mode : <http://eur-lex.europa.eu>.

Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment: [Electronic resource]. – Access mode: <http://eur-lex.europa.eu>.

Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources: [Electronic resource]. – Access mode: <http://eur-lex.europa.eu>.

Directive № 75/440/EEC of 16 June 1975 concerning the quality required of surface water intended for the abstraction of drinking water in the Member States: [Electronic resource]. – Access mode: <http://eur-lex.europa.eu>.

WFD CIS Guidance Document No. 3 (Dec 2002). Analysis of Pressures and Impacts. Published by the Directorate General Environment of the European Commission, Brussels.

УДК 502(262.5):581.526.323:574.64

Л.Л. КРАСОТА, О.В. РАЧИНСЬКА

Український науковий центр екології моря,
Французький бульвар, 89, Одеса 65009, Україна

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ДОВКІЛЛЯ БОТАНІЧНОГО ЗАКАЗНИКА ЗАГАЛЬНОДЕРЖАВНОГО ЗНАЧЕННЯ «ФІЛОФОРНЕ ПОЛЕ ЗЕРНОВА» ЗА МЕТОДАМИ БІОІНДИКАЦІЇ ТА БІОТЕСТУВАННЯ

Мета роботи – ретроспективна оцінка екологічного стану довкілля центральної та північно-західної частин акваторії ботанічного заказника загальнодержавного значення «Філофорне поле Зернова», оголошеного Указом Президента України на площі 4025 квадратних кілометрів української частини Чорного моря та переданого під охорону науково-дослідній установі «Український науковий центр екології моря» (Указ..., 2008).

Для оцінки ступеню та характеру забруднення водного довкілля, відповідно до сучасних підходів, застосовують тріаду методів – біотестування, методи аналітичної хімії та біоіндикацію (Северо-западная часть..., 2006). У біологічному моніторингу якості середовища досліджуваного об'єкту природно-заповідного фонду нами використовувались методи біоіндикації та біотестування (по морфологічних, систематичних, кількісних, галобіонтних і сапробіологічних показниках розвитку гідробіонтів з достатньо високою чутливістю – бентосних мікрофітів та з дуже високою чутливістю – личинок чорноморських мідій ранніх стадій розвитку).

Проби мікрофітобентосу для біоіндикації та води для біотестування якості довкілля у центрі (в районі жолобу зносу) ботанічного заказника «Філофорне поле Зернова» (далі – Поле) та у його північно-західній частині (навпроти гирла Дністровського лиману) відбирали під час експедицій науково-дослідних суден у періоди біологічного літа з 2008 по 2017 рік.

В умовах берегової лабораторії здійснено обробку проб мікрофітобентосу, відібраних з пухких субстратів, за стандартними методиками (Водоросли..., 1989; Руководство..., 1980).

Для біотестування якості морських вод за морфологічними показниками личинок мідій перших двох стадій розвитку застосовувалася «Методика оцінки якості морської води з використанням ранніх стадій розвитку ембріонів чорноморських мідій (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck)» (Красота, 2008).

Впродовж 2008-2017 років у досліджених районах Поля на поверхнях мулистопіщаних ґрунтів було знайдено 123 види бентосних мікроводоростей. Переважали діатомові – 86,0 %. Основу видового складу цих мікрофітів становили представники родів *Navicula*, *Nitzschia*, *Amphora*, *Tryblionella*, *Diploneis* і *Cocconeis*. Найчастіше зустрічалися діатомеї *Grammatophora marina* (Lyngb.) Kütz., *Paralia sulcata* (Ehr.) Cl.,

спочиваючі спори діатомеї *Chaetoceros curvisetus* Cleve, золотиста водорість *Emiliania huxleyi* (Lohm.) Hay, Mohl., ціанопрокаріота *Microcystis sp.*

Кількість видів мікрофітобентосу у центрі заказника перевищувала показники в північно-західній частині Поля до 1,5 разів в усі роки спостережень, крім 2009 та 2016 років, коли характеристики видового складу були подібними. Вміст домінуючих у загальному видовому складі діатомей становив 82,8 % та 85,7 % (у середньому за десятиріччя) у центральній та північно-західній частинах Поля, відповідно, що свідчить про сприятливіші умови для вегетації цих мікрофітів у ділянці моря, яка зазнає впливу лиманних вод.

Чисельність мікрофітобентосу у центрі заказника суттєво перевищувала цей показник в північно-західній частині Поля лише у 2009 році (майже вдвічі), а у 2017 році, навпаки, поступалася йому у 1,7 рази. В усі інші роки спостережень значення чисельності майже не розрізнялися. Чисельність бентосних мікроводоростей формували, здебільшого, дрібноклітинні ціанопрокаріоти (від 2 332,37 до 38 882,54 млн. кл./м² у центрі Поля та від 2 738,04 до 42 403,66 млн. кл./м² у північно-західній його частині). Частка діатомей була менш суттєвою: 81,38–758,55 млн. кл./м² в районі жолобу зносу та 122,67–1 308,75 млн. кл./м² у частині Поля, розташованій навпроти гирла Дністровського лиману. Вміст синьо-зелених водоростей, переважаючих за чисельністю у центрі заказника, в середньому за 2008–2017 роки становив 89,6 %, а у його північно-західній частині – 83,1 %. Превалювання за чисельністю цієї дрібноклітинної водоростевої групи у центрі Поля віддзеркалює більш значну евтрофікацію цієї акваторії.

Протягом всього десятиріччя досліджень акваторія ботанічного заказника характеризувалася суттєво більшими значеннями біомас бентосних мікрофітів північно-західного району, тобто такими, що у 2,0–4,8 рази перевершували показники біомас використаних організмів-індикаторів у центрі Поля. Біомасу мікрофітобентосного угруповання створювали, головним чином, крупноклітинні діатомові водорості (575,09–3 360,18 мг/м² у центральній та 1 528,89–6 784,02 мг/м² – у північно-західній частинах заказника). Відсоток біомаси діатомей у спільноті мікрофітобентосу північно-західної ділянки Поля становив 98,1 %, перевищивши цей показник для його центральної частини на 5,0 %, що ілюструє дещо кращі екологічні властивості вод охоронюваної акваторії, що перебувають під впливом надходження у море водних мас Дністровського лиману.

Стосовно солоності води повсюдно відмічені бентосні мікрофіти, які були, здебільшого, полі- та мезогалолами. Вміст олігогалобів (галофілів та індіферентів) був значно меншим. Загальна кількість галобіонтів по всій площі заказника була подібною з 2008 по 2016 рік. Лише в 2017 році кількість галобіонтів у північно-західній частині Поля стала перевищувати до 1,5 разів цей показник в його центральній ділянці. Скрізь переважали полігалоби. Їх вміст становив 57,4 % та 58,9 % у центральній та північно-західній частинах досліджуваної акваторії.

У сапробіонтному складі мікрофітобентосу повсюдно переважали β-мезосапроби, значно менше було α-мезосапробів (Рачинська, 2011) (показників значного органічного забруднення, особливо у 2009 році. В середньому за десятиріччя, відсотки β-мезосапробів становили 62,1 % та 64,4 %, а α-мезосапробів – 29,1 % та 25,6 % у центрі та північному заході заказника, відповідно.

Біоіндикація якості морського довкілля охоронюваної акваторії показала, що як і показники кількості знайдених видів бентосних мікрофітів, їх чисельності (особливо наявності значної частки дрібноклітинних ціанопрокаріот) та біомаси, так і показник вмісту α-мезосапробів характеризує центральну частину Поля, як більш евтрофіковану.

У літні періоди 2008–2017 років було проведено біотестування якості поверхневого та придонного шарів водного середовища двох ділянок акваторії досліджуваного ботанічного заказника (центральної та північно-західної) з

використанням показників морфогенезу личинок чорноморських мідій ранніх стадій розвитку (трохофор та продісоконхів).

У поверхневих водах центральної частини Поля під час біотестування утворилося, в середньому за десятиріччя досліджень, 13,9 % продісоконхів мідій нормальної морфології, а у воді з поверхневого шару північно-західної ділянки – 25,3 % (саме тут максимальна кількість нормальних продісоконхів за весь час спостережень утворилася у 2008 році – 49,5 %). Перетворення личинок зі стадії трохофори до стадії продісоконх під час морфогенезу у поверхневій воді проходило завжди успішно і становило 98,2–100,0 %.

Відсотки мертвих личинок, що були відмічені при біотестуванні поверхневих вод, в середньому склали 1,9% у воді з району жолобу зносу та 42,0 % з ділянки заказника, що перебуває під впливом вод Дністровського лиману.

Придонні води з північно-західної частини заказника сприяли утворенню більшої кількості нормально розвинених продісоконхів, ніж при морфогенезі личинок мідій при біотестуванні вод з придонного шару центру Поля – 19,6 % та 14,3 %, відповідно. Утворення личинок стадії продісоконх під час розвитку у придонних водах, здебільшого, сягало 98,8–100,0 %. Виключення становить вплив придонних водних мас обох досліджуваних ділянок заповідного об'єкту на перетворення личинок стадії трохофор у продісоконхів у 2012 році. Того літа значна кількість личинок мідій при здійсненні біотестування якості досліджуваного довкілля лишилися на стадії трохофор – 27,8 % у воді з району жолобу зносу та 36,1 % – у воді з зони впливу Дністровського лиману. Це дозволило охарактеризувати екологічний стан водного середовища Поля у 2012 році як найгірший за 2008-2017 роки.

За критеріями Woelke (Красота, 2008), морське середовище має розтягнутий летальний поріг, якщо у досліджуваній воді утворюється від 50 % до 90 % аномальних личинок двостулкових молюсків, як і було у проведених нами дослідженнях.

Придонні води з центрального району заказника були значно токсичнішими, ніж поверхневі (при біотестуванні їхньої якості відмічено у 11 разів більше мертвих продісоконхів, в середньому за десятиріччя). У північно-західній частині Поля токсичність досліджених вод придонного шару виявилася, навпаки, меншою, ніж поверхневих, що підтверджено утворенням у 4,4 рази меншої кількості мертвих тест-об'єктів стадії продісоконх (теж за середнім показником за весь період спостережень).

Ретроспективна оцінка екологічного стану довкілля центральної та північно-західної частин акваторії ботанічного заказника загальнодержавного значення «Філофорне поле Зернова», проведена по матеріалах біологічного моніторингу якості середовища досліджуваного об'єкту впродовж 2008–2017 років за методами біоіндикації та біотестування, показала наступне:

- екологічний стан довкілля Поля у 2012 році був найгіршим для розвитку гідробіонтів за всі 10 років моніторингових робіт, а найкращим – у 2008–2009 роках;
- центральна частина акваторії заказника характеризувалася як евтрофікованіша;
- придонні води у центрі заказника на порядок токсичніші за поверхневі, а на північному заході Поля, навпаки, води поверхневого шару токсичніші за придонні.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Водоросли. Справочник / С. П. Вассер, Н. В. Кондратьева, Н. П. Масюк и др. / под ред. С. П. Вассера – К.: Наукова думка, 1989. – С. 176–178, 183–188.

Красота Л. Л. Оценка состояния морской среды Одесского побережья по физиолого-морфологическим показателям черноморских мидий // Причорноморський екологічний бюлетень. – Одеса, 2008. – № 4 (30). – С. 60–66.

Про оголошення природної акваторії Чорного моря ботанічним заказником загальнодержавного значення «Філофорне поле Зернова»: Указ Президента України

№ 1064/2008 від 21 листопада 2008 року. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1064/2008>. – Дата останнього доступу: 06.09.2019. – Назва з екрану.

Рачинська О.В. Біоіндикація якості середовища Філофорного поля Зернова та Керченської протоки за показниками стану мікрофітобентосу // Причорноморський екологічний бюлетень. – Одеса, 2011. – № 1 (39). – С. 118–123.

Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений / под ред. А. В. Цыбань. – Л. : Гидрометеиздат, 1980. – С. 166–177.

Северо-западная часть Черного моря: биология и экология : сб. науч. тр. / под. отв. ред. Ю. П. Зайцева, Б. Г. Александрова, Г. Г. Миничевой. – К. : Наукова думка, 2006. – 700 с.

УДК 504.064.3:581.526.323(477)

Г.Г. МІНІЧЕВА

Інститут морської біології НАН України,
Пушкінська, 37, Одеса 65048, Україна

МЕТОДОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ СТВОРЕННЯ НОРМАТИВНОЇ БАЗИ МОНІТОРИНГУ МОРСЬКИХ ВОД УКРАЇНИ (НА ПРИКЛАДІ МАКРОФІТОБЕНТОСУ)

Угода про асоціацію між Україною та ЄС (Угода, 16 вересня 2014 р.), є основним міжнародним документом, який визначає просування України до європейських стандартів в області охорони, управління і моніторингу морських екосистем. Підписання Угоди, яка припускає імплементацію водною рамковою Директивою (WFD, 2000/60/ЄС) і Директивою про морську стратегію (MSFD, 2008/56/ЄС), створило нові завдання гармонізації природоохоронної політики України до європейських стандартів, які пов'язані з досягненням основної мети, - доброго екологічного стану перехідних, прибережних і морських вод (Good Ecological Status - GES).

У ході імплементації WFD і MSFD, в Україні підготовлені важливі державні документи: проект «Морська стратегія України» (2017) проект «Зелена книга. Стратегія водної політики України» (2019). Затверджен процедурний документ «Порядок здійснення державного моніторингу вод» (Постанова КМУ від 19 вересня 2018 р. № 758), який визначає основну мету державного моніторингу морських вод, пов'язану з: – визначенням екологічного стану морських вод; – встановлення референційних умів для морських вод; – оцінки прогресу в досягненні встановлених екологічних цілей; – оцінки тенденцій довгострокових природних та антропогенних змін стану морських вод.

Директива ЄС про морську стратегію визначає водні покритонасінні рослини (Angiosperm) і макроводорості (Macroalgae), які є основними елементами макрофітобентосу, в якості характеристик по яких можливо оцінювати антропогенну дію на морські екосистеми (Annex III, MSFD). При визначенні GES, інформація про значення індикаторів макрофітобентосу потрібна для оцінки 11 дескрипторів MSFD, зокрема таких як: № 1 (Біологічна різноманітність); № 2 (Сторонні види); №4 (Харчові ланцюги); №5 (Антропогенне евтрофування). Морфофункціональна організація угруповань макрофітобентосу чуттєво реагує на зміну трофічного статусу морських екосистем, при якій відбувається відповідна зміна екологічної активності домінуючих видів. При евтрофуванні великі, багаторічні, екологічно вразливі види (Sensitive species) замінюються дрібними, коротко циклічними, нитчастими популяціями водоростей (Tolerant species). У відповідності до співвідношення чутливих та толерантних видів макрофітобентосу, можливо визначати GES чи NotGES для морських екосистем.

Фундаментальні національні розробки в області морфофункціональної екології макрофітобентосу (Миничева, 1998) дозволили запропонувати нові морфофункціональні індикатори та шкали оцінки ESC (Minicheva, 2013). «Black Sea Monitoring Guidelines – Macrophytobenthos» (Minicheva et.al., 2015) розроблений з урахуванням морфофункційного підходу та ухвалений Чорноморською Екологічною Комісією (BSEC) в наступний час є офіційним методом моніторингу макрофітобентосу та визначення на основі його стану ESC для всіх чорноморських країн. Попри наявність методологічних розробок, пов'язаних з використанням морфофункціональних індикаторів донної рослинності для оцінки екологічного статусу класу морських екосистем, в Україні до наступного часу не існувало нормативного-методичного документу на основі якого відповідні інституції можуть здійснювати державний моніторинг за стандартами Морської стратегії.

Науково-методичну складову «Керівництва з моніторингу макрофітобентосу морських вод України та визначення їх екологічного стану за стандартами Директиви ЄС про морську стратегію» було підготовлено Інститутом морської біології НАН України та передано до розгляду в Міністерство охорони навколишнього природного середовища України (з 29 серпня 2019 р. Міністерство енергетики та захисту довкілля України). Дане Керівництво крім підрозділів, в яких викладається порядок відбору, обробки проб та розрахунку структурних та морфофункціональних показників морського фітобентосу, має у своєму складі принципово-новий підрозділ: «Визначення екологічного стану за стандартами Директиви ЄС про Морську стратегію». У цьому підрозділі надаються формули розрахунку чотирьох морфофункціональних індикаторів макрофітобентосу: Екологічна активність трьох домінантів (S/W_{3DP}), Середня екологічна активність видів (S/W_x), Індекс поверхні фітоценозу (SI_{ph}), Чутливі види (S_{sp}). Для прибережної зони та шельфу пропонуються 10 національних субрегіонів (subdivisions) Азово-Чорноморського сектору України (1 – Прибережні води півострова Крим; 2 – Затоки північно-західної частини Чорного моря; 3 – Кримське узбережжя Азовського моря; 4 – Морські води навколо острова Зміїний; 5 – Центральна частина північно-західного шельфу Чорного моря; 6 – Північне узбережжя Азовського моря (включно Таганрогську затоку); 7 – Сиваська затока; 8 – Периферійна частина північно-західного шельфу Чорного моря; 9 – Узбережжя Дунай-Дніпровського межиріччя; 10 – Авандельта Дунаю), які були отримані на підставі об'єднання 32 прибережних водних тіл за критеріями водної рамкової Директиви (Iarochevitch, 2017) з урахуванням середніх значень морфо-функціонального індикатору макрофітобентосу – S/W_{3DP} , що безпосередньо пов'язано з інтенсивністю первинно-продукційного процесу морської екосистеми, адже і з її екологічним станом. У Керівництві надаються шкали визначення 5-ти категорій екологічного статусу класу (High, Good, Moderate, Poor, Bad) для 4-ох вище наведених морфофункціональних індикаторів у групувань макрофітів, та порогові значення (Thresholds Value) індикатору Екологічна активність трьох домінантів для визначення GES чи NotGES морських екосистем України.

Використання наукових засад оцінки екологічного стану морських екосистем України на основі морфофункціональної організації донної рослинності, які викладені у Керівництві вже дозволило отримати експертні висновки щодо сучасного екологічного стану на філофорному полі Зернова, та довгострокової зміни категорій ESC у прибережній зоні Дунай – Дністровського узбережжя. Було показано що для центральної частин філофорного поля з глибинами біля 25 м, за 8-ми річний період з 2008 до 2016 рр. морфофункціональний індикатор S/W_x у групувань філофори зменшився з 48 to 84 ($m^2 \cdot kg^{-1}$) що відповідає зростанню категорії ESC від недостатньої (Poor) до середньої (Moderate) та при цьому було зафіксовано подвійне збільшення значення показника відносної екологічної якості (EQR), яке зросло з 0,42 до 0,81 за шкалою від 0 до 1. Для Дунай – Дністровського узбережжя у період 1980–1996 рр. фіксувалось переважання категорій ESC - недостатній (Poor) та поганий (Bad). У період

1997–2018 рр. переважними були категорії – середній (Moderate) та добрий (Good) за виключенням 2010 кліматично аномального року, коли завдяки високій температурі морської води та значному об'єму річного стоку за рахунок опадів, категорія ESC знижилася до недостатньої (Poor).

Таким чином, за останній п'ятирічний період в Україні було виконано значний об'єм дослідницької роботи для розробки наукових засад імплементації стандартів водних Директив ЄС до методологічного та нормативного рівня проведення державного моніторингу морських вод України на основі морфофункціонального стану водної рослинності.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Зелена книга. Стратегії водної політики України (проект, 2019) https://drive.google.com/file/d/1_jvIralYIJB6qu4tOqDVam3B7jd7LHGh/view

Миничева Г. Г. Морфофункціональні основи формування морського фітобентосу: дис... д-ра біол. наук: 03.00.17 / Галина Григорьевна Миничева; НАН України, ІнБІОМ. – Севастополь, 1998. – 353 с.

Морська стратегія України (проект, 2017) <https://enr.gov.ua/news/31381.html>

Порядок здійснення державного моніторингу вод. (Постанова КМУ від 19 вересня 2018 р. № 758) <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-%D0%BF>

Про ратифікацію Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони (Відомості Верховної Ради (ВВР), 2014, № 40, ст. 2021) <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1678-18>

DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy, 23 October 2000. (WFD, 2000/60/EC)

DIRECTIVE 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC)

Iarochevitch A. Proposal for delineation of transitional and coastal water bodies in the Ukrainian and Georgian part of the Black Sea and related maps, EU/UNDP Project: Improving Environmental Monitoring in the Black Sea – Phase II (EMBLAS-II) ENPI/2013/313-169. Report, May 2017. – P. 30

Minicheva G. 2013. Use of the Macrophytes Morphofunctional Parameters to Assess Ecological Status Class in Accordance with the EU WFD. Marine Ecological Journal. - Vol.XII, № 3. –P. 5-21.

Minicheva G., Afanasyev D., Kurakin A. Black Sea monitoring guidelines. Macrophytobenthos // Secretariat of commission on protection of the Black Sea against pollution. – Istanbul. – 2015. – 76 pp.http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2013/12/Manual_macrophytes_EMBLAS_ann.pdf

ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ВОДИ ТА ДОННИХ ВІДКЛАДІВ РІЧОК БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ*

На даний час система екологічного моніторингу поверхневих вод зазнала істотних змін. Основа цих змін – перехід від хімічного контролю на біологічний. В Європі використовується сотні тисяч хімічних речовин, проте лише 45 з них мають надійну оцінку токсичного впливу для водних екосистем. Хімічний аналіз дозволяє визначити вибрані пріоритетні забруднювачі і таким чином ігнорує інші можливі токсичні речовини, що містяться у воді, крім того за допомогою хімічного методу неможливо охарактеризувати реальні наслідки забруднення для водних організмів. У зв'язку з цим для найбільш адекватної оцінки токсичності водного середовища застосовують метод біотестування, що дозволяє за відповідною реакцією тест-організмів визначити небезпеку досліджуваного чинника для життєдіяльності біосистем (Wernersson et al., 2014; Četkauskaitė et al., 2016).

Метою нашої роботи було оцінити токсичність води та донних відкладів річок басейну Сіверський Донець методом біотестування.

Відбір проб для токсикологічних досліджень здійснювали в літній період 2019 р. на дев'яти станціях: станція 1 – річка Оскіл, біля с. Кам'янка; станція 2 – річка Деркул, вище м. Біловодськ; 3 – річка Красна, вище с. Нижня Дуванка; 4 – річка Красна, вище с. Преображення; 5 – річка Сіверський Донець, біля с. Крива Лука; 6 – річка Жеребець, вище с. Торська; 7 – річка Бичок, вище с. Яблунівка, нище рег. зап. «Клебань-Бик»; 8 – річка Тетлега, біля с. Кочеток; 9 – річка Уди, вище с. Баранівка.

Тест-об'єктами слугували культура зеленої прісноводної мікроводорості *Selenastrum gracile* Reinsch HPDP-115 та культура інфузорії *Tetrahymena pyriformis* (Ehrenberg) Schewiakoff. Критерієм токсичності в методиці біотестування для водоростей є інгібування росту (ДСТУ ISO 8692:2010), для інфузорій – пригнічення приросту клітин (КНД 211.1.4. 059-97). Тривалість експозиції складала 96 год. Водні екстракти донних відкладів готували згідно з методикою (Щербань, 1994).

Мікроводорості – важлива група тест-об'єктів при оцінці якості водного середовища оскільки вони є основними продуцентами органічної речовини і займають провідне місце в трофічному ланцюзі гідроєкосистем, крім того вони характеризуються чутливістю до багатьох ксенобіотиків. Перевагою мікроводоростей при вирішенні проблем контролю якості водного середовища є також можливість вивчення токсичної дії як на клітинному, так і на популяційному рівнях (Спиркина, 2016).

Перевага методу біотестування на інфузоріях *Tetrahymena pyriformis* пов'язана з тим, що інфузорії беруть активну участь у кругообігу речовин як консументи, проявляють високу чутливість до широкого спектра токсикантів, мають схожість із тваринами по кислотно-лужному типу травлення, аналогічних ферментних системах і характеризуються універсальним кодом нуклеїнових кислот, подібних до коду вищих тварин (Оліфіренко та ін., 2013).

Проведені дослідження показали, що для представника автотрофної ланки прісноводних екосистем мікроводорості *Selenastrum gracile* найвище значення критерію токсичності води зареєстровано на станції 7 (р. Бичок). Проби води, відібрані з усіх інших досліджуваних станцій не проявляли токсичні властивості щодо зеленої водорості (процент інгібування росту < 10).

Результати біотестування води з використанням культури *Tetrahymena pyriformis* на деяких станціях відрізнялися від тих, що були отримані з використанням культури *Selenastrum gracile*. Так, зокрема, на станції 7 вода характеризується слабкою

токсичністю для *Tetrahymena pyriformis*, тоді як для водорості її можна класифікувати як помірно токсична. На станції 9 (р. Уди) вода не проявляє токсичні властивості щодо *Selenastrum gracile*, проте характеризується токсичністю щодо *Tetrahymena pyriformis* (процент інгібування приросту клітин складає 50). Одержані результати свідчать про різну чутливість обраних тест-об'єктів до присутніх у досліджуваних пробах води полютантів і підтверджують те, що жоден гідробіонт не може бути універсальним тест-об'єктом при оцінці якості поверхневих вод.

За результатами біотестування водних витяжок донних відкладів помірну токсичну дію для *Selenastrum gracile* показали проби, відібрані на станціях 4 (р. Красна, вище с. Преображення) та 7, слабкою токсичністю характеризувалися проби зі станцій 2 та 9, решта проб – не проявляли токсичної дії на мікрководорість.

Для *Tetrahymena pyriformis* максимальним рівнем токсичності характеризувалися донні відклади, відібрана на станції 9 (пригнічення приросту клітин на 43 %). Помірну токсичність проявляли водні витяжки донних відкладів із станції 7, слабку токсичність – зі станції 2 (р. Деркул) та станції 4.

Таким чином, аналіз отриманих результатів показав, що на усіх станціях, за винятком 7 (р. Бичок), вода не характеризується токсичними властивостями щодо представника автотрофної ланки водних екосистем. Максимальний інгібуючий вплив донних відкладів на ростові процеси *Selenastrum gracile* простежувався на станції 4 (річка Красна, вище с. Преображення) та станції 7.

Для культури інфузорії *Tetrahymena pyriformis* найвищу токсичність води та донних відкладів зареєстровано на станції 9 (р. Уди). Меншою токсичною дією для представника водної фауни характеризувалися проби води та донних відкладів зі станцій 7, 4 та 2.

На підставі результатів біотестування встановлено, що мікрководорість *Selenastrum gracile* та інфузорія *Tetrahymena pyriformis* проявляють різну чутливість до присутніх у досліджуваних пробах води та донних відкладів полютантів, що свідчить про необхідність застосування для надійної оцінки токсичності водного середовища тест-об'єктів різних таксономічних та трофічних груп.

**Публікацію підготовлено за підтримки гранту НАН України дослідницьким лабораторіям/групам молодих вчених НАН України для проведення досліджень за пріоритетними напрямками розвитку науки і техніки (КПКВК 6541230) за проектом «Біоіндикація та біотестування стану водних екосистем у зв'язку зі зміною державної політики у сфері поверхневих вод України», договір №7/2019 від 04 лютого 2019 р. (Держ. реєстр. номер 0118U005432).*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

ДСТУ ISO 8692:2010 Якість води. Визначення сповільненості росту прісноводних одноклітинних зелених водоростей (ISO 8692:2004, IDT). - К., Держспоживстандарт України. – 2011. – с.12.

КНД 211.1.4. 059-97. Методика визначення токсичності води на інфузоріях *Tetrahymena pyriformis* (Ehrenbrg). Затв. наказом Мінприроди України від 21.05.97 № 68.– 15 с.

Оліфіренко В.В., Рачковський А.В., Козичар М.В. Використання біотестів на інфузоріях *Tetrahymena pyriformis* для еколого-токсикологічної оцінки водних об'єктів // Таврійський науковий вісник. – 2013 – № 84. – С. 262–264.

Спиркина Н.Е. Исследование культуры зеленой микроводоросли *Monoraphidium arcuatum* как нового тест-объекта для оценки качества водной среды: автореф. дис. на соиск. учен. степ. канд. биол. наук / Н.Е. Спиркина. – М.: 2016. – 26 с.

Щербань Э.П., Арсан О.М., Шаповал Т.Н., Цветкова А.М., Пищолка Ю.К., Кукля И.Г. // Гидробиологический журнал. – 1994. –Т. 31, № 4. – С. 100–111.

Četkauskaitė A., Vosylienė M.Z., Kazlauskienė N., Kalcienė V. Wastewater and

landfill leachate testing: acute toxicity biotest results evaluation // Journal of Environmental Engineering and Landscape Management. 2016. Vol. 24 (2). P. 143–156.

Wernersson A., Carere M., Maggi C. et al. Report on Aquatic Effect Based Monitoring Tools. Technical Report. European Commission, 2014. – 80 p.

УДК 581.526.3 (282.247.364)

М.С. ПОГОРЄЛОВА

Інститут гідробіології НАН України

Київ-210, 04210, Україна

МАКРОФІТИ ДЕЯКИХ ВОДОТОКІВ БАСЕЙНУ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ*

Сіверський Донець є найбільшою річкою Сходу України, а площа його басейну складає 98 900 км². Він має 11 приток першого порядку, що мають довжину більше 50 км та 210 річок, довжина яких не перевищує 50 км (Сіверський Донець: Водний та екологічний атлас, 2006). Різноманіття природніх умов дозволяє проводити різносторонні дослідження в басейні даної річки. В умовах зростання антропогенного навантаження, змін клімату та зменшення кількості прісних вод визначення екологічного стану масивів поверхневих вод (МПВ) та розробка заходів для покращення їх стану є необхідною умовою для забезпечення населення якісною прісною водою. Використання біологічних елементів для оцінки стану МПВ, зокрема, макрофітів, які внаслідок їх біологічних особливостей можуть бути використані для визначення не короточасних, а тривалих змін в навколишньому середовищі (Robach, 1996). Моніторингові дослідження басейну даної річки і раніше включали в себе вивчення макрофітів, але лише в межах основного русла, в той же час притоки р. Сіверського Донця практично не брались до уваги (Сіверський Донець: Водний та екологічний атлас, 2006).

Дана робота присвячена вивченню видового складу вищих водяних рослин та особливостям їх екологічної структури у водотоках басейну р. Сіверського Донця, а також можливості використання їх для визначення якості вод та екологічного стану МПВ.

Флористичні дослідження макрофітів та відбір зразків матеріалу здійснювався за методикою, прийнятою в країнах Європейського союзу (Dawson, 1999). Виявлення видового складу та визначення проективного покриття у відсотках здійснювалося на ділянках протяжністю 100 м. Ми аналізували всі види рослин, які мали коріння у воді, а також занурені і ті, які вільно плавали в товщі вод. Гідроботанічні дослідження проводилися в червні 2019 року на річках Деркул, Жеребець, Красна, Уди, Бичок, Тетліга та безпосередньо на основному руслі р. Сіверського Донця. На основі проведених досліджень були розраховані три індекси, які використовуються для оцінки трофності та екологічного стану водотоків, розроблені у Великобританії (індекс MTR), Франції (індекс IBMR) та Польщі (індекс MIR) (Dawson, 1999; Naury, 2006; Szoszkiewicz, 2006).

Серед досліджуваних МПВ басейну р. Сіверський Донець до приток першого порядку відносяться великі річки: Деркул, довжиною 163 км з водозбірною площею басейну – 5180 км², Уди – 140 км і 3280 км² відповідно та р. Красна 453 км та 2710 км². Середні річки Жеребець – 88 км та 990 км², а також мала річка Тетліга – 16 км та 77,8 км². Притока другого порядку – річка Бичок (Казенного Торця) має протяжність 26 км та 154 км² площу водозбірного басейну (Сіверський Донець: Водний та екологічний атлас, 2006).

Угрупування макрофітів характеризуються збідненим видовим складом, нами було виявлено всього – 25 видів. Найбільше фіторізноманіття зафіксовано в річці Сіверський Донець та Деркул по 14 видів. А найбідніша флора відмічалась у р. Тетліга, лише чотири види.

Група гелофітів переважала у більшій частині досліджених річок, причому як на видовому рівні так і за проективним покриттям, за винятком р. Тетліга, де вони склали 100% видового складу. У річці Уди вони не утворювали значних заростей, а проективне покриття ними складало всього 8,2%. Найпоширенішими були ценози з домінуванням *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex, *Sagittaria sagittifolia* L., та *Typha angustifolia* L. Інші гелофіти, такі як *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb., *Butomus umbellatus* L., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, *Typha latifolia* L. та *Sparganium erectum* L. траплялися спорадично і значних заростей не утворювали.

Участь гідрофітів з плаваючим на поверхні листям була незначною. Нами було відмічено тільки два види – *Nuphar lutea* (L.) Smith та *Potamogeton natans* L. на трьох водотоках: Деркул, Жеребець та Сіверський Донець. Зарості цих видів були спорадичні і не відігравали суттєвої ролі у формуванні рослинних угруповань.

Вільноплаваючі види рослин, в основному за рахунок *Lemna minor* L. подекуди відігравали значну роль у формуванні заростей. Найбільша кількість цього виду траплялась у річці Уди, де проективне покриття її сягало 24%.

Цікавим є те, що серед представників цієї групи була знайдена *Salvinia natans* (L.) All., яка занесена до Червоної Книги України та трапляється в основному руслі р. Сіверський Донець.

Занурених гідрофітів відмічено сім видів, з яких найчастіше траплявся *Potamogeton pectinatus* (L.) Vorner. Представники цього виду були відмічені у чотирьох річках – Сіверський Донець, Красна, Деркул та Уди. Найбільший його відсоток був відмічений у р. Деркул, де він сягав – 26%.

Розрахований індекс MTR для досліджених МПВ набував значення від 23 до 35. Для даного типу досліджених МПІ, а саме малих, середніх та великих річок на низовині в силікатних породах з переважаючим субстратом мул, вважається, що показник нижче 25 вказує на сильне органічне забруднення. Отримані нами результати вказують на органічне забруднення ділянки річки Красна розташованої нижче с. Нижня Дуванка, де індекс сягав найменших значень – 23 бали, що може свідчити про наявність джерела забруднення. В той же час вище населеного пункту індекс був досить високим – 33,3. Також високий показник отримано для річки Бичок – 35. Всі інші МПВ потрапляють до середньої категорії, коли органічне забруднення ймовірно, проте не має критичного значення.

Індекс MIR також був розрахований для всіх досліджених нами МПВ, на відміну від розглянутого вище, для нього вже є визначені градації екологічного стану МПВ для польських водотоків, що базується на порівнянні отриманого значення індексу з референсними умовами. Найнижчий значення – 21,8 зафіксовано для р. Уди, що відповідає поганому стану. Найвищий показник – 35,2 у р. Жеребець, що відповідає задовільному стану вод. Слід зазначити, що згідно польській класифікації цього індексу жодний з досліджених нами МПВ не має доброго та відмінного екологічного стану, що потребує уточнення.

Індекс IBMR, розроблений у Франції, за його результатами всі водотоки, окрім двох річок Красна та Тетліга з показниками 8,9 та 8,2 відповідно мають поганий стан, інші водотоки за цією класифікацією мають поганий екологічний стан.

Висновки. Макрофіти досліджених МПВ басейну р. Сіверський Донець характеризується невисоким видовим багатством з переважаючою часткою гелофітів. Порівняльний аналіз трьох найбільш вживаних у європейських країнах індексів з оцінки екологічного стану за одним з елементів (макрофітів) показав, незначні розбіжності в інтерпретації їх стану. За якими досліджені МПВ мають дуже поганий,

поганий і задовільний. Хоча за результатами нашого аналізу ці МПВ в той же час могли бути віднесені до різних категорій за цими індексами. Ймовірно, це викликано тим, що не для всіх, присутніх на досліджених ділянках видів розроблені індикаторні шкали, що дозволили би адекватно їх використовувати при розрахунку цих індексів, що потребує подальшого детального аналізу даних та розробки індикаторних значень для відсутніх видів.

**Публікацію підготовлено за підтримки гранту НАН України дослідницьким лабораторіям/групам молодих вчених НАН України для проведення досліджень за пріоритетними напрямками розвитку науки і техніки (КПКВК 6541230) за проектом «Біоіндикація та біотестування стану водних екосистем у зв'язку зі зміною державної політики у сфері поверхневих вод України», договір №7/2019 від 04 лютого 2019 р. (Держ. реєстр. номер 0118U005432).*

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Сіверський Донець: Водний та екологічний атлас / О.Г. Васенко, А.В. Гриценко, Г.О. Карабаш, П.П. Станкевич та ін. / Під ред. А.В. Гриценко, О.Г. Васенко. – Х.: ВД «Райдер», 2006. – 188 с.

Dawson F.H., Newman J.R., Gravelle M.J., Rouen K.J., Henville P. Assessment of the Trophic Status of Rivers Using Macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. R&D Technical Report E39. Environment Agency, Bristol 1999, pp 101.

Haury J., Peltre M.C., Trémolie`res M et al. A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution//Hydrobiologia 2006. Volume 570. – p.153–158.

Robach, F., Thiébaud, G., Trémolières, M., Muller, S. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acid waters in north-east France. Hydrobiologia, 1996. – 340, 67–76.

Szozkiewicz K., Zbierska J., Jusik S. Zgoła T. Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. - Warszawa – Poznań – Olsztyn, 2006. – 72 p.

УДК [574.5/64](285.3) (477-25)

Ю.М. СИТНИК, О.В. БОРИСОВА

КП «Плесо»

Микільсько-Слобідська, 7, Київ 02002, Україна

ЕКОЛОГІЧНА ПАСПОРТИЗАЦІЯ ВОДОЙМ МІСЬКОЇ ЗОНИ КИЄВА

Формування національних завдань у впровадженні водної політики базується на зобов'язаннях, взятих нашою країною відповідно до Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом, щодо якості води та управління водними ресурсами, Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЄС. При цьому обов'язково враховуються національні цільові показники до Протоколу про воду та здоров'я із урахуванням стратегічних цілей та завдань національної екологічної політики, згідно Закону України «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України до 2020 р.».

Глобальне Водне Партнерство в Україні вважає, що інтегрований підхід до управління водними ресурсами, скоординована діяльність всіх зацікавлених сторін є найкращим способом для досягнення якісного покращення стану водних ресурсів.

Збільшення чисельності міського населення, розвиток промисловості, зростання потреби у водних ресурсах для забезпечення функцій комунального господарства та промислового розвитку, пов'язані з цим безпосередній відбір води з гідрографічної

мережі та зміни в умовах формування водного стоку на урбанізованих територіях, кардинально впливають на стан водних об'єктів. При цьому серед чинників впливу на гідрологічний цикл виділяють: нові антропогенні ландшафти із селітебною та промисловою забудовою, видозміненими та новими водними об'єктами, до яких належать і деякі зони відпочинку; численні міські ділянки з водонепроникними або водомалопроникними поверхнями, внаслідок чого зменшується інфільтрація, а крім того порушуються зв'язки між поверхневими та підземними водами; перебудови гідрографічної мережі, розвиток дренажно-каналізаційних систем, внаслідок чого змінюються умови формування стоку та скидання вод у водоприймачі; викиди у водоприймачі неочищених або лише частково очищених стічних вод; залучення до формування гідрологічного режиму на урбанізованій території водних мас з територій, що знаходяться поза межами басейнів місцевих водних об'єктів; зміни в тепловому та вітровому режимах міста, надходження в його атмосферне повітря речовин-забруднювачів, наслідком чого стають зміни в температурі повітря, в кількості опадів, у процесах випаровування (Мольчак, 2003).

Багатьох проблем, що існують на сьогодні, а саме: правової невизначеності, конфліктів між владою, громадськістю і забудовниками, - можна було б уникнути, запровадивши принципи міжнародного (європейського) водного законодавства для збалансованого екологічного та економічного управління водними об'єктами міста.

Одночасно необхідно формувати національну культуру ставлення до водойм, які на сьогодні потребують нашої допомоги, повагу до самої цінності води і визначення її важливої ролі в підтримці нашого життя.

Істотною перешкодою для збереження водних об'єктів Києва та поліпшення їх стану є те, що невідома навіть точна їх кількість. У розпорядженні Київської міської державної адміністрації № 111 від 4.02.2009 р. є згадка про 417 об'єктів, проте детально не зазначено, де ці об'єкти розташовані. Для багатьох об'єктів не наведено назву, що за відсутності даних про розташування робить їх існування сумнівним.

За час, що минув з прийняття згаданого розпорядження, у Києві та його природному середовищі відбулися помітні зміни. Посилилися темпи житлового будівництва, що спричинило гідрогеологічні зміни, повне або часткове засипання деяких водойм, деградацію частин або навіть цілих гідроекосистем.

Дослідження ОЕСР (Організації економічного співробітництва та розвитку) показують, що не існує єдиного підходу до вирішення проблем водних ресурсів у всьому світі. Важливо пристосовувати водну політику до конкретного місця. І в цьому питанні ідентифікація та систематизація водних об'єктів має найважливіше значення.

Слід зазначити, що екологічна паспортизація водойм Києва розпочалася ще на початку 80-х рр. ХХ-го ст. роботами групи науковців Інституту гідробіології НАН України (Паспорт водойма. Озеро Вербное, 1986).

Екологічний паспорт водойми – це уніфіковане зведення та узагальнення основних результатів досліджень щодо водного режиму, фізико-географічних особливостей водного об'єкту в межах існуючої гідроекосистеми, це обов'язкова морфологічна, гідрологічна і гідрохімічна характеристики водойми, її кількісні показники, результати спостережень за режимом поверхневих і підземних вод, джерела забруднення, режим експлуатації (при наявності гідротехнічних споруд, наявність греблі тощо), гідроекологічні дослідження, включно із відомостями про рослинність та тваринний світ водойми та прибережної зони.

Необхідність такої паспортизації зумовлена кількома чинниками, головним з яких є те, що відсутність паспорта означає дискусійність самого існування водного об'єкта, невизначеність статусу водойми. У свою чергу ця невизначеність спричинює цілу низку проблем. Насамперед об'єкт без паспорта є дуже уразливим щодо його використання або навіть знищення. Прикладом може бути ситуація із оз. Качине, яка виникла у Києві у 2016 р. і досі не вирішена остаточно. Отже, досягти поліпшення

стану водного об'єкта, який не має паспорту, практично неможливо. Також, згідно ст. 51 Водного кодексу України, « ... надання водних об'єктів у користування на умовах оренди здійснюється тільки за наявності паспорта».

Паспорт має стати офіційним документом і діагностичною картою водного об'єкта, враховуючи те, що для кожної водойми характерні свої гідрологічні та гідро екологічні характеристики та антропогенне навантаження різного ступеня.

Паспортизація водойм і створення наступним кроком єдиної інформаційної бази як програмного модуля інформаційно-територіальної громади міста Києва будуть спрямовані на ретельну охорону і запровадження нових методів захисту водойм, які передбачені чинним законодавством, але й досі не реалізовані в місті Києві.

Фахівцями науково-виробничого відділу розроблено типовий зразок «Екологічного паспорта водойми міської зони Києва» (далі – ЕПВМЗК) із метою визначення екологічного стану / екологічного потенціалу водойми на основних чинників (факторів) довкілля та з метою управління водними об'єктами для досягнення ними цільових параметрів визначених Водною стратегією м. Києва, контролю стану навколишнього природного середовища за дотриманням природоохоронних законів, норм і правил у процесі господарської діяльності, організації рекреації населення, наукових досліджень та паспортизації. ЕПВМЗК – нормативно-технічний документ, що включає відомості про використання водойми, її екологічний стан або екологічний потенціал, визначення чинників (факторів), що впливають на водні об'єкти та визначення впливу водних об'єктів на навколишнє природне та урбанізоване середовище (довкілля). ЕПВМЗК – це узагальнений комплекс результатів дослідження гідроекологічного стану навколишнього середовища, які відображені через систему показників, що засвідчують реальний рівень трансформованості водного об'єкту та використання природних ресурсів водойми. У той же час – це уніфіковане зведення основних даних про водний режим, фізико-географічні особливості водного об'єкту в межах існуючої гідроекосистеми в умовах міської зони Києва, це обов'язкова морфологічна, гідрологічна, гідрохімічна і гідробіологічна характеристики водойми, її кількісні показники, дані спостережень за режимом поверхневих і підземних вод, джерела забруднення, режим експлуатації (при наявності гідротехнічних споруд, наявність греблі тощо), дані про рослинність та тваринний світ. Це узагальнений комплекс результатів дослідження гідроекологічного стану навколишнього середовища, які відображені через систему показників, що засвідчують реальний рівень використання природних ресурсів водойми та ступінь його впливу на довкілля.

Основою для розробки екологічного паспорта водойми (водотоку) є результати наукових досліджень основних гідроекологічних показників водойм та водотоків міської зони Києва, проекти розрахунків ГДВ, норми ГДС, дозволи на природокористування, паспорти водоочисних та гідротехнічних споруд (за наявності останніх), паспорти пляжів (за наявності останніх), державних статистичних звітів та інші нормативні та нормативно-технічні документи, результати наукових досліджень опубліковані у відкритих і доступних джерелах інформації. Використовуються також і наукові та науково-технічні звіти, що виконані на замовлення та за кошти КП «Плесо» за період 1995–2019 рр.

Основними критеріями для включення до форми «Екологічного паспорта водойми (водного об'єкту, водойми чи водотоку) міської зони Києва (КП «Плесо»)» є результати досліджень гідрологічного, гідробіологічного, гідрохімічного, екологотоксикологічного, радіоекологічного стану, біотестування води, оцінки якості води, оцінка за складом і станом водної та прибережно-водної рослинності, риби та тваринним світом водойми, рослинним і тваринним світом прибережних смуг та водоохоронних зон є необхідність виконання низки законів України («Про охорону навколишнього середовища» з метою збереження та відтворення біологічного різноманіття, рідкісних і таких, що перебувають під загрозою зникнення, видів тварин і

росин України, прийнятий в 1992 р.; Закон України (1996 р.) «Про приєднання до “Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі» (Берн, 1979) та ін.

Необхідно підкреслити, що «Екологічний паспорт водойми міської зони Києва» – це складова частина «Комплексного паспорту водойми (водотоку) міської зони Києва (Паспорт водойми, Паспорт рекреаційної зони водойми, Паспорт природно-заповідної зони водойми і т.д.).

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Афанасьев С. А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов г. Киева // Вестник экологии. – 1996. – № 1–2. – С. 112–118.

Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. – К., 2006. – 240 с.

Екологічний атлас Києва. – К.: ТОВ "Агенство Інтермедіа", 2003. – 60 с.

Екологічні проблеми київських водойм і прилеглих територій / О.В. Романенко, О.М. Арсан, Л.С. Кіпніс, Ю.М. Ситник. – Київ: Наукова думка, 2015. – 300 с.

Мольчак Я.О., Фесюк В.О., Картава О.Ф. Луцьк: Сучасний екологічний стан та проблеми. – Луцьк: РВВ ЛДТУ, 2003. – 488 с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.

Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. – К.: Символ-Т, 1998. – 43 с.

Паспорт водойма. Озеро Вербное. – Киев, 1986. – 7 с.

Романенко В.Д., Ляшенко А.В., Афанасьев С.А., Зорина-Сахарова Е.Е. Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева // Гидробиол. журн. – 2010. – 46, № 2. – С. 3–24.

Щепець М.С., Арсан О.М., Кундіхев В.А., Ситник Ю.М. Гідроекологічні проблеми водойм міської зони Києва / Екологічний стан водойм м. Києва. – К.: Фітосоціоцентр, 2005. – С. 6-12.

УДК 574.6:556.53(324)

О.Є. УСОВ, Т.М. СЕРЕДА, О.І. ЦИБУЛЬСЬКИЙ

Інститут гідробіології НАН України,

Героїв Сталінграда, 12, Київ 04210, Україна

ОЦІНКА ВПЛИВУ ЧИННИКІВ УРБАНІЗАЦІЇ ПРИ ВИЗНАЧЕННІ ЕКОЛОГІЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ РІЧКИ СТРИЖЕНЬ

На сьогодні особливо гостро стоїть питання раціонального та збалансованого водокористування малих річок урбанізованих територій при зменшенні природного стоку та його внутрішньорічному перерозподілі і різкому погіршенні якості води внаслідок скиду стічних та неочищених зливових вод. Трансформація та зарегулювання русел малих річок, надмірне освоєння річкової долини (житлова та промислова забудова, розораність) порушують природні біофільтри водотоків і сприяють потраплянню забруднених стоків до річкової екосистеми.

Вивчаючи урбоекосистему річки як природно-територіальний комплекс з певною ієрархічною структурою, слід враховувати комплексний вплив мегаполісу. Водотокам, що протікають через території міст, на жаль, не вдається зберегти непорушними їх гідрологічний та природно-ландшафтний комплекси. Вагомою

причиною забруднення виступає неорганізований поверхневий стік з урбанізованої території.

Багаторічний досвід вивчення річкових екосистем, динаміки їх структурно-функціональної організації та зміни якості води в істотно змінених водотоках в умовах впливу мегаполісу може слугувати підґрунтям для наукового обґрунтування екологічних вимог щодо вирішення проблем малих річок урбанізованих територій, оцінки темпу, характеру та наслідків урбанізації для компонентів річкових екосистем.

Ріка Стрижень, яка протікає в межах Чернігівської області, перетинає місто Чернігів і впадає у р. Десну є яскравим прикладом зарегульованого водотоку, який знаходиться під значним антропогенним навантаженням. Загальна довжина річки близько – 24 км, площа водозбору – 158 км². З метою акумуляції певного об'єму весняного стоку відносно чистої води для зниження концентрації притоку забруднюючих речовин із селітебної території на початку 1960-х років в межах м. Чернігова на руслі було створено каскад із трьох ставків. Штучно створені водні об'єкти зазнають значного антропогенного навантаження (Усов, 2007), мають високий ступінь евтрофування, останні дослідження свідчать про втрату континуальності річкової системи (Середа, 2018). Незадовільний стан річки і «цвітіння» води у ставках постійно привертають увагу екологів та мешканців міста, а періодичні задухи риби мають значний соціальний резонанс. Зважаючи на підписання Угоди про Асоціацію Україна/ЄС і імплементацію директив і регламентів в галузі довкілля, важливо визначити підходи до оцінки стану ставків р. Стрижень за принципами Водної Рамкової Директиви (ВРД).

Згідно вимог ВРД при визначенні екологічного стану масивів поверхневих вод (МПВ) відбувається перехід з хімічного контролю на біоіндикацію, заміна оцінки за фіксованими критеріями (ГДК) на компаративну оцінку, що базується на порівнянні з референційними значеннями біологічних елементів якості, а також типоспецифічними фізико-хімічними та гідроморфологічними параметрами, що їх підтримують, тобто такими, які могли б існувати за відсутності антропогенного впливу. Для категорій «штучні» та «істотно змінені» водотоки, замість «екологічного стану» визначається «екологічний потенціал». У цьому випадку, в якості референційних умов застосовуються такі, що визначені для природних МПВ найближчого типу: водосховище = озеро, або канал = річка того ж розміру, на тій самій висоті над рівнем моря, з такою ж геологією ложа (Афанасьєв, 2018). В той же час, водосховища представляють собою особливий тип екосистем, що ускладнює порівняння із найближчим природним типом МПВ – озером (Афанасьєв, 2018; Протасов, 2017). Тому, на наш погляд, пріоритетним способом визначення референційних умов для ставків р. Стрижень має бути не порівняння, а моделювання і експертний висновок.

Встановлення відповідних значень елементів якості класів екологічного потенціалу здійснюється за Методикою віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів МПВ, а також віднесення штучного або істотно зміненого МПВ до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого МПВ (Про затвердження..., 2019). У Додатку 7 Методики наведено біологічні та фізико-хімічні показники, за якими здійснюється визначення «доброго», «задовільного», «поганого» і «дуже поганого» екологічного потенціалу для штучного або істотно зміненого МПВ. Водночас, не прописано визначення референційних умов для штучних та істотно змінених водотоків, лише зазначено, що «референційні умови, встановлені для штучного або істотно зміненого МПВ, є величинами, що відповідають максимальному екологічному потенціалу (МЕП)».

Суть та механізми визначення МЕП розкриті у Керівному документі (Guidance, 2003): «Максимальний екологічний потенціал представляє собою максимальну екологічну якість, яку можуть досягати істотно змінені та штучні МПВ у разі реалізації заходів з пом'якшення, які не спричинять негативних наслідків для цільового

водокористування або навколишнього природного середовища у більш широких межах... Гідроморфологічні пом'якшувальні заходи реалізуються з метою забезпечення найкращого наближення до екологічної неперервності».

На нашу думку, при моделюванні умов МЕП ставків р. Стрижень слід розглядати умови, коли гідрологічний режим експлуатації каскаду ставків наближений до природного, що включає, насамперед, відтворення піків весняної повені і дотримання мінімально допустимих витрат з мінімізацією амплітуди коливань рівнів води під час нересту риби і впродовж вегетаційного сезону.

Згідно (Guidance, 2003) для деяких істотно змінених та штучних МПВ при забезпеченні конкретного виду водокористування, значення величин відповідних фізико-хімічних елементів якості можуть суттєво відрізнитись за даних гідроморфологічних характеристик від величин МЕП, найбільш наближених до природних МПВ. В таких випадках рекомендується враховувати такі відмінності при встановленні МЕП.

Очевидно, будь який водний об'єкт, який має високий ступінь урбанізації водозбору і розташований в промисловому місті, буде мати відмінні значення елементів якості в порівнянні з таким же водним об'єктом, розташованим у природній зоні із мінімальним антропогенним навантаженням. З погляду на те, що добрий екологічний потенціал є екологічною цілью якості для істотно змінених та штучних МПВ, вважаємо доречним враховувати цей факт при встановленні шкали екологічного потенціалу, насамперед, для доброго екологічного потенціалу. Вочевидь, він має бути досяжним на практиці за умови реалізації комплексу заходів. Для ставків р. Стрижень, насамперед, це – відсутність скидів забруднених вод (відведення або повне очищення поверхневого стоку) та наближення об'ємів і динаміки поверхневого стоку до природного. Як приклад, комплекс заходів може передбачати перехоплення дощової води за допомогою системи каналів, фільтрацію і накопичення в наземних або підземних ємностях/колекторах, використання поверхонь з підвищеною здатністю ретенції, зменшення поверхневого стоку шляхом заміни водонепроникних покриттів частини доріг та автостоянок на частково проникні та інші, що реалізовано в деяких містах світу (Біткова, 2018). Впровадження даних заходів мінімізує вплив урбанізації міста на екосистему річки.

Для моделювання МЕП і встановлення біологічних, хімічних та фізико-хімічних показників, за якими здійснюється визначення екологічного потенціалу для каскаду ставків р. Стрижень корисним буде проаналізувати відношення: доза – відгук. Нами було проведено оцінку водного балансу ставків та визначено частку дощової води у загальному притоці: для Ставка 1 – 70%, Ставка 2 – 6% і Ставка 3 – 36%. Ранжування ставків за рівнем забрудненості біогенами: Ставок 2 < Ставок 3 < Ставок 1, усі ставки відносяться до забруднених неорганічними формами азоту і фосфору. За ступенем трофності та біомасою літнього фітопланктону Ставки 1 і 3 відповідали категорії якості – «забруднені» (11,9 мг/дм³ і 13,4 мг/дм³), Ставок 2 – категорії «помірно забруднені» (5,5 мг/дм³). Кількість видів донних макробезхребетних віддзеркалює негативний вплив поверхневого стоку: у Ставку 1 знайдено 1 вид, у Ставку 2 – 14 видів, у Ставку 3 – 6 видів.

Таким чином, ми дійшли експертного висновку, що аналіз відношення доза – відгук для Ставка 2 можуть бути використані як для екстраполяції даних при встановленні біологічних, хімічних та фізико-хімічних показників, за якими здійснюється визначення екологічного потенціалу водних об'єктів р. Стрижень, так і для розробки науково-обґрунтованих заходів по досягненню доброго екологічного потенціалу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

Афанасьєв С.О. Проблеми і розвиток досліджень екологічного стану гідроекосистем України в аспекті імплементації директив ЄС в галузі довкілля // Гидробиол. журн. – 2018. – 54, № 6. – С. 3–17.

Біткова Т., Ричак Н., Гричаний О. Використання дощової води на урбанізованих територіях та управління якістю зливових стоків: еколого-економічні аспекти // Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Економічна». – 2018. – 94. – С. 15–28.

Про затвердження Методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод: Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України від 14.01.2019 №5.

Протасов А. А. Некоторые пути применения и оптимизации подходов Водной Рамочной Директивы ЕС в связи с оценками экологического состояния техноэкосистем // Гидробиол. журн. – 2017. – 53, № 5. – С. 56–73.

Середа Т., Усов О., Жежеря В., Цибульський О., Батог С. (2018). Оцінка процесів евтрофікації водних об'єктів річки Стрижень // Біоресурси і природокористування. – 2018. – 10 (5-6). – С. 16–23.

Усов Е.А., Середа Т.Н., Гулейкова Л.В., Афанасьєв С.А. Оценка состояния малой реки в условиях интенсивной хозяйственной деятельности и пути его улучшения // Гидробиол. журн. – 2007. – 43, № 1. – С. 24–37.

Guidance Document No 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies Produced by Working Group 2.2 – HMWB – Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003. – 108 p.

Підп. до друку 30.10.2019. Формат 60x84 1/16. Папір офс. Гарнітура "Times".
Ум.-др. арк 30,14. Наклад 300 прим. Зам. № 287

Віддруковано згідно з наданим оригінал-макетом
ТОВ «Про Формат»
Україна, 04080, м. Київ, вул. Кирилівська, 86
Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до Державного реєстру видавців, виготівників і
розповсюджувачів видавничої продукції
Серія ДК № 5942 від 11.01.2018 р.