

---

## АНОТАЦІЯ

VII Всеукраїнська конференція з міжнародною участю «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології» присвячена 100-річчю заснування Національної академії наук України. Представлено 105 тез доповідей з широкого кола питань, які охоплюють такі напрямки наукових досліджень: гідрології та водних ресурсів, а також гідрохімії, гідробіології та гідроекології суходолу; гідрології та екології прибережної смуги морів та морських гирл річок; вивчення радіоактивного забруднення водних об'єктів.

Представлено результати дослідження гідрологічного режиму та оцінювання кількісних та якісних показників водних ресурсів; розроблювання математичних моделей та комп'ютерних технологій розрахунку та прогнозу процесів у водному середовищі, включаючи методи прогнозу та розрахунку паводків різного походження; оцінювання змін гідрологічного та гідрохімічного режимів поверхневих вод та морських вод під впливом природних чинників та антропогенного навантаження; розроблювання нових методичних підходів до оцінювання екологічного стану водних об'єктів.

## SUMMARY

VII All-Ukrainian conference with international participation “Problems of hydrology, hydrochemistry and hydroecology” is dedicated to the 100<sup>th</sup> anniversary of the foundation of the National Academy of Sciences of Ukraine. 105 abstracts of the conference presentations concerning wide range of issues are presented. They cover the following scientific directions: land hydrology, water resources, hydrochemistry, hydrobiology and hydroecology; hydrology and ecology of marine coastal zone and estuarine areas; studies of radioactive contamination of aquatic systems.

Results are presented and discussed for: the estimation of a hydrologic regime and qualitative and quantitative indicators of water resources; the development of mathematical models and computer technologies for the calculation and forecasting of processes in water environment including methods of calculations and forecasting of the floods having different origin; the estimation of changes in hydrological and chemical regimes of land and marine waters under the influence of natural factors and anthropogenic loads; the development of new methodical approaches to the estimation of an ecological state of water bodies.

VII Всеукраїнська наукова конференція “Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології”, присвячена 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України (13-14 листопада 2018 р., м. Київ). ТЕЗИ ДОПОВІДЕЙ. – К.: Ніка-Центр, 2018. – 206 с.

ISBN 978-966-7067-34-2

VII Всеукраїнська конференція з міжнародною участю «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології» присвячена 100-річчю заснування Національної академії наук України. Представлено 105 тез доповідей з широкого кола питань, які охоплюють такі напрямки наукових досліджень: гідрології та водних ресурсів, а також гідрохімії, гідробіології та гідроекології суходолу; гідрології та екології прибережної смуги морів та морських гирл річок; вивчення радіоактивного забруднення водних об'єктів.

Представлено результати дослідження гідрологічного режиму та оцінювання кількісних та якісних показників водних ресурсів; розроблювання математичних моделей та комп'ютерних технологій розрахунку та прогнозу процесів у водному середовищі, включаючи методи прогнозу та розрахунку паводків різного походження; оцінювання змін гідрологічного та гідрохімічного режимів поверхневих вод та морських вод під впливом природних чинників та антропогенного навантаження; розроблювання нових методичних підходів до оцінювання екологічного стану водних об'єктів.

VII All-Ukrainian conference with international participation “Problems of hydrology, hydrochemistry and hydroecology” is dedicated to the 100<sup>th</sup> anniversary of the foundation of the National Academy of Sciences of Ukraine. 105 abstracts of the conference presentations concerning wide range of issues are presented. They cover the following scientific directions: land hydrology, water resources, hydrochemistry, hydrobiology and hydroecology; hydrology and ecology of marine coastal zone and estuarine areas; studies of radioactive contamination of aquatic systems.

Results are presented and discussed for: the estimation of a hydrologic regime and qualitative and quantitative indicators of water resources; the development of mathematical models and computer technologies for the calculation and forecasting of processes in water environment including methods of calculations and forecasting of the floods having different origin; the estimation of changes in hydrological and chemical regimes of land and marine waters under the influence of natural factors and anthropogenic loads; the development of new methodical approaches to the estimation of an ecological state of water bodies.

УДК 556.531.4÷ 556.561+556.11.012+628.1.03

В.І. Осадчий, Н.М.Осадча, Ю.Б.Набиванець, Н.М.Мостова,  
Л.А.Ковальчук, О.О.Ухань, В.В.Канівець, Г.В.Лаптев,  
В.В.Осипов, Ю.А. Лузовицька, Д.О.Клебанов  
*Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України  
та НАН України, Київ, Україна*

**ТЕОРІЯ ТА ПРАКТИКА ДОСЛІДЖЕНЬ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ  
ПОВЕРХНЕВИХ ВОД УКРАЇНИ В УМОВАХ ВПЛИВУ ПРИРОДНИХ  
ТА АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ**

На сучасному етапі розвитку гідрохімії замість емпіричного якісного підходу при аналізі гідрохімічних процесів необхідно впроваджувати й використовувати нові засоби та методи, які дозволяють кількісно оцінювати та прогнозувати перебіг процесів формування хімічного складу вод на основі методів точних наук. Основою для таких кількісних рішень є важливе методологічне положення про характер зв'язку фізичних, хімічних, гідробіологічних процесів при формуванні хімічного складу поверхневих вод. Його можна сформулювати так: у гідрохімії всі процеси визначаються кількісними законами точних наук, а зовнішнє природнє середовище (фізико-географічні, ґрунтово-кліматичні, геоморфологічні умови) визначає граничні умови перебігу цих процесів.

Ґрунтуючись на власних багаторічних експериментальних дослідженнях та керуючись логікою наступності щодо теоретичних та методичних надбань вітчизняних і зарубіжних науковців було розширено теоретичні уявлення про умови формування хімічного складу поверхневих вод України. Поєднання методів точних наук, які дозволяють кількісно оцінювати та прогнозувати перебіг процесів формування хімічного складу вод, з географічними підходами вивчення умов середовища дозволило розвинути методологічне положення про характер зв'язку фізичних, хімічних, гідробіологічних процесів при формуванні хімічного складу поверхневих вод.

Розташування головних річкових басейнів України в різних фізико-географічних зонах, їхні кліматичні та геоморфологічні особливості, включаючи характер ґрунто-рослинного покриву, температуру повітря, кількість та інтенсивність атмосферних опадів, випаровування, гідрологічний режим річок разом з рівнем залягання ґрунтових вод – головні природні чинники, що прямо або опосередковано впливають на формування хімічного складу поверхневих вод України, фізико-хімічні та гідробіологічні процеси у водному середовищі. Варіабельність комбінування кліматичних і гідрологічних параметрів на водозборах річок визначає особливості протікання фізико-хімічних процесів у системі “атмосферні опади - ґрунтовий комплекс зони аерації”, а також фізико-хімічних і гідробіологічних процесів у водному середовищі річок та водосховищ.

Експериментальні дослідження на малих водозборах та стокових ділянках, які було реалізовано для різних типів ґрунтів, дозволили отримати кількісні параметри надходження хімічних речовин з водозбірної території.

Отримано нові дані щодо впливу оптичних властивостей води на інтенсивність протікання гідробіологічних та фізико-хімічних процесів. Встановлено, що збільшення вмісту у воді розчинених органічних речовин гумусової природи за рахунок збільшення кольоровості води призводить до значного зменшення фотичного шару води. Це призводить до елімінації розвитку фітопланктону та наступної зміни фізико-хімічних умов водного середовища – газового режиму, окисно-відновних умов, рівноважного стану основних гідрохімічних систем, форм знаходження речовин, направленості трансформації та міжфазового розподілу хімічних елементів.

Виконано системні дослідження щодо кількісної оцінки сучасного стану та динаміки зміни хімічного складу та якості поверхневих вод як окремих річкових басейнів, так і поверхневих вод України загалом протягом 1989-2015 рр. Показано взаємозв'язок між економічним спадом та зменшенням вмісту забруднювальних речовин в атмосферних опадах і поверхневих водах річкових басейнів України.

Розроблено методологію та виконано картографування поверхневих вод України за вмістом головних іонів, біогенних елементів та органічних речовин. Показано їхні просторово-часові зміни протягом останніх 25 років. Швидкі процеси трансформації важких металів з подальшим перерозподілом у системі “вода – завислі речовини – донні відклади” не дають можливості коректного картографічного представлення їхнього просторового розподілу.

За досліджуваний період найбільші позитивні зрушення відзначено для сульфатних іонів (для річок з невисоким природним фоном іонів  $\text{SO}_4^{2-}$ ), біогенних елементів, важких металів, СПАР, нафтопродуктів, тобто, тих елементів, що надходять у водне середовище переважно за рахунок господарської діяльності.

Одним з головних чинників незадовільного стану водних екосистем України є поживні елементи, які можуть надходити, як від точкових, так і розподілених джерел. Збільшення ступеню підключення населених пунктів до каналізаційних систем та застосування сучасних технологій очищення стічних вод призведе до кардинального зменшення забруднення водних об'єктів сполуками азоту і фосфору від точкових джерел. Обмеження використання фосфатних мийних засобів, як уже показав досвід країн ЄС, також дозволить зменшити вміст сполук фосфору, які у водних екосистемах відіграють роль основного чинника евтрофікації.

З 1993 по 2002 рік, завдяки спаду сільськогосподарського виробництва та скороченням поголів'я великої рогатої худоби, у поверхневих водах зменшився вміст сполук азоту та фосфору. Початок відродження сільського господарства в Україні призвів до відновлення тенденції зростання поживних елементів у водному середовищі.

Шляхом моделювання встановлено кількісні параметри емісії сполук азоту та фосфору від розподілених джерел. Показано, що високий ступінь розораності території неминуче призводить до збільшення забруднення вод поживними елементами. Вплив дифузних джерел важко піддається регулюванню і в основному пов'язаний із застосуванням кращих методів ведення сільськогосподарського виробництва. Для азоту в основному мають бути запроваджені практики внесення добрив у необхідній кількості і у необхідний час. Істотного скорочення забруднення фосфором можна досягнути шляхом мінімізації ерозійних процесів.

Реалізовано багаторічний цикл досліджень щодо джерел надходження важких металів у водне середовище. Параметризовано головні фізико-хімічні та гідробіологічні процеси, що визначають трансформацію, міжфазовий обмін та акумуляцію металів у системі “вода – завислі речовини – донні відклади”. Кількісно показано, що за фізико-хімічних умов, характерних для більшої частини річкових і озерних екосистем України, перерозподіл і трансформація важких металів відбувається за напрямом згори – донизу. Внаслідок гідролізу, сорбції, осадження та співосадження відбувається перехід важких металів з фази розчину у тверду фазу з наступним депонуванням у донні відклади.

Термодинамічні розрахунки та експериментальні дослідження дозволили зробити висновок про можливість ремобілізації мангану та кадмію із донних відкладів. Для токсичних важких металів донні відклади є практично останньою ланкою складних фізико-хімічних перетворень

Використання радіоізотопних маркерів та радіонуклідів чорнобильського походження дозволило реконструювати темпи та рівні антропогенного навантаження водосховищ дніпровського каскаду важкими металами. Встановлено, що максимальний рівень їхнього забруднення відноситься до 90-х років минулого століття.

Показано, що, не зважаючи на надходження значної кількості хімічних речовин техногенного походження, більшість річок, озер та водосховищ України до теперішнього часу не втратили здатності до самоочищення.

УДК 556.16

В.А. Овчарук, Є.Д. Гопченко  
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

### МОДИФІКОВАНИЙ ВАРІАНТ ОПЕРАТОРНОЇ МОДЕЛІ ФОРМУВАННЯ МАСИМАЛЬНОГО СТОКУ РІВНИННИХ РІЧОК УКРАЇНИ В УМОВАХ ЗМІН КЛІМАТУ

Математичні моделі відіграють важливу роль в плануванні управління водними ресурсами і, отже, різні типи моделей з різним ступенем складності були свого часу розроблені та продовжують вдосконалюватися вченими багатьох країн (Zhao, R., 1964-1966, Singh, V.P., 1988, Bergstorm, S., 1992). В останні роки в науковій літературі представлені більш досконалі концептуальні моделі з розподіленими параметрами та навіть моделі з використанням штучних нейронних мереж (Sajikumar, N. and B. Thandaveswara, 1999; Tokar, A.S. and M. Markus, 2000), які дають змогу з доволі високою точністю визначити річковий стік на окремих водозборах, використовуючи велику кількість вихідної інформації, але для невивчених у гідрологічному відношенні річок такі моделі не застосовуються. Для визначення сумарного талого стоку з рівнинних водозборів, в нормативних документах ВМО рекомендується використовувати воднобалансові залежності з подальшим використанням методів одиничного гідрографу або ізохрон. Найбільш теоретично обґрунтованими слід вважати формули, які ґрунтуються на моделі руслових ізохрон.

Діючі в межах всієї території колишнього СРСР рекомендації по розрахунку характеристик максимального стоку весняних водопіль опиралися на нормативні документи СН 435-72, а потім СНіП 2.01.14-83. В їх основу були покладені головним чином формули редуційного типу. Авторами даного дослідження неодноразово проведено аналіз структури формул, які рекомендовані нормативним документом СНіП 2.01.14-83. З недоліків, властивих цим структурам, слід зазначити головний - включення в знаменник параметра  $b$ , який порушує фізичну сутність вихідного рівняння. Фізичним вимогам ( $q_m/q'_m = 1.0$  при  $F=0$ , враховуючи що  $q'_m$  представляє собою модуль схилового припливу, а  $q_m$  - максимальний модуль руслового стоку) це рівняння відповідає лише у тундровій і лісотундровій зонах, а найбільші, причому досить суттєві, розбіжності мають місце у степовій зоні та зонах посушливих степів і напівпустель. Отже, застосування для рівнинної території України, особливо для південної степової її частини, формули рекомендованої СНіП 2.01.14-83 для визначення максимальних витрат води в період весняного водопілля призводить до суттєвих неточностей, перш за все, внаслідок невідповідності фізичним вимогам в зонах недостатнього та достатнього зволоження.

В якості регіональної в Україні досить поширеною свого часу була формула запропонована для розрахунку характеристик максимального стоку весняного водопілля В.І. Мокляком (1957), але проведений аналіз показав, що сама формула не має чітких фізичних обмежень зверху, а коефіцієнт редуції модуля максимальної витрати води не завжди коректно представлений при різних співвідношеннях між тривалістю руслового добігання і водовіддачі. Регіональна модель Й.А. Желєзняка (1985) має труднощі у використанні через фізичну невизначеність введеного метеоролого-гідравліко-морфометричного параметра. Відомі роботи професора А.М. Бефані (1958) присвячені теорії розрахунків максимального стоку річок, головним чином, стоку паводків. Подальший розвиток теорія максимального стоку А.М. Бефані отримала в роботах його учнів, перш за все проф. Гопченка Є.Д. (причому не тільки для паводків, а й для весняних водопіль). Операторна модель Гопченка Є.Д. (2000) дозволяє окремо визначати характеристики схилового припливу (шар стоку за водопілля, тривалість припливу і часову нерівномірність припливу води зі схилів до руслової мережі) та врахувати природний процес трансформації опадів в русловий стік в структурі «схиловий приплив - русловий стік».

В дисертаційному дослідженні Овчарук В.А. (2017) запропоновано модифікований варіант операторної моделі (рис.1), який дає можливість враховувати «кліматичні поправки»

безпосередньо по максимальних снігозапасах, опадах та коефіцієнтах стоку у період водопілля.

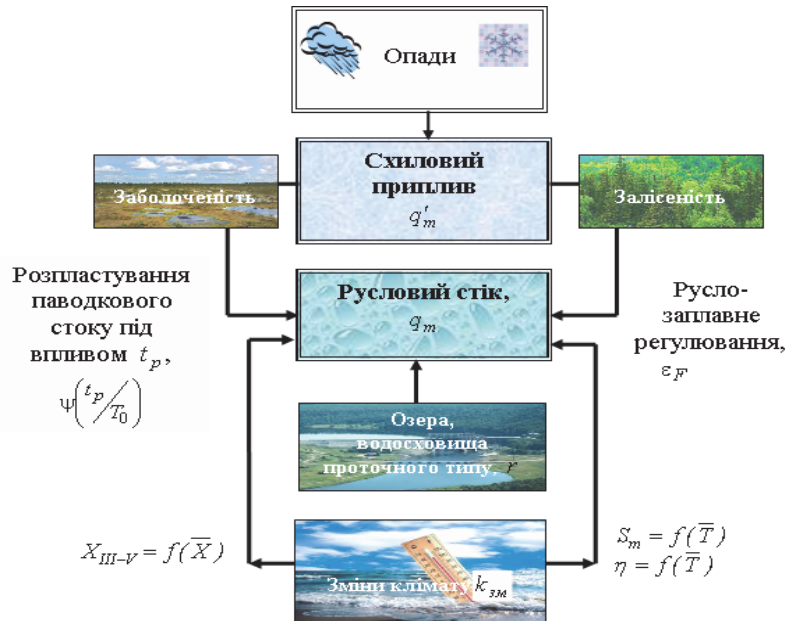


Рис. 1 – Блок-схема формування максимального стоку весняного водопілля в умовах змін клімату.

Модифікований варіант операторної моделі пропонується як розрахункова методика для визначення на рівнинній території України максимального стоку невивчених у гідрологічному відношенні річок у період весняного водопілля, а розрахункове рівняння має вигляд:

$$q_p = q'_{1\%} \psi(t_p/T_0) \epsilon_F r \lambda_p k_{зм}, \text{ м}^3/\text{с}\cdot\text{км}^2, \quad (1)$$

де  $r$  – коефіцієнт редукції  $q_m$  під впливом озер, водосховищ, ставків проточного типу;  $\epsilon_F$  – трансформаційна функція, яка обумовлена русло-заплавним регулюванням;  $\psi(t_p/T_0)$  – трансформаційна функція, яка обумовлена часом руслового добігання;  $\lambda_p$  – коефіцієнт переходу від опорної 1%-ої ймовірності перевищення до будь-якої іншої;  $q'_{1\%}$  – модуль схилового припливу, який розраховується за рівнянням

$$q'_{1\%} = 0.28 \frac{n+1}{n} \frac{1}{T_0} (S_m + \Sigma X)_{1\%} \eta, \text{ м}^3/\text{с}\cdot\text{км}^2, \quad (2)$$

де  $(n+1)/n$  – коефіцієнт часової нерівномірності схилового припливу до руслової мережі;  $T_0$  – тривалість схилового припливу (у годинах);  $\eta$  – коефіцієнт стоку;  $S_m$  – максимальні снігозапаси до початку водопілля, мм;  $\Sigma X$  – кількість опадів від дати  $S_m$  до закінчення водопілля, мм;  $k_{зм}$  – коефіцієнт змін клімату, який розраховується за формулою

$$k_{зм} = \frac{((\bar{S}_m + \Sigma \bar{X}) \eta)_{\text{прогн.}}}{((\bar{S}_m + \Sigma \bar{X}) \eta)_{\text{сучасн.}}} \quad (3)$$

УДК 556

В.К. Хільчевський  
Київський національний університет імені Тараса Шевченка,  
Київ, Україна

**СПЕЦРАДА З ГІДРОЛОГІЇ ТА МЕТЕОРОЛОГІЇ КНУ ІМЕНІ ТАРАСА ШЕВЧЕНКА  
– ЧВЕРТЬ СТОЛІТТЯ ПІДГОТОВКИ СПЕЦІАЛІСТІВ ВИЩОЇ КВАЛІФІКАЦІЇ  
ДЛЯ УКРАЇНИ (1993-2018 рр.)**

У 1992 р було створено Вищу атестаційну комісію (ВАК) України, яка діяла до 2010 р. Потім її функції передали Атестаційній комісії Міністерства освіти і науки України. У 1993 р. створено спеціалізовану вчену раду в Київському національному університеті (КНУ) імені Тараса Шевченка із захисту докторських і кандидатських дисертацій за спеціальностями: 11.00.07 - гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія; 11.00.09 - метеорологія, кліматологія, агрометеорологія [1]. Це стало визнанням важливої ролі в Україні університетської наукової гідролого-гідрохімічної школи. Спецрада успішно працювала протягом чверті століття (1993-2018 рр.) – захищено 105 дисертацій (18 докторських і 87 кандидатських). Інша спецрада з цих спеціальностей працювала в Одеському державному екологічному університеті (ОДЕКУ) [2,3].

У діяльності спецради КНУ імені Тараса Шевченка із захисту дисертацій з гідрології та метеорології можна виділити два періоди: 1) 1993-2003 рр. - голова спецради доктор географічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України, завідувач кафедри гідрології та гідрохімії В.І. Пелешенко; 2) 2003-2018 рр. – голова спецради доктор географічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України, лауреат Державної премії України, завідувач кафедри гідрології та гідроекології В.К. Хільчевський.

*Склад спецради.* У спецраді першої каденції, яка тривала 2 роки (1993-1995 рр.) працювало 17 вчених з різних установ: В.І. Пелешенко (голова); В.М. Волошук (заступник голови); В.К. Хільчевський (вчений секретар); М.В. Буйков; Є.К. Гаргер; Л.М. Горев; О.І. Денисова; В.П. Дмитренко; Л.М. Зімболевська; О.Г. Іваненко; М.І. Кирилюк; П.М. Линник; Я.О. Мольчак; Б.Й. Набиванець; Г.М. Пірнач; В.М. Тімченко; М.І. Щербань. В процесі роботи спецрада перезатверджувалася через 2-3 роки. Її склад коливався від 17 до 13 осіб.

У спецраді останньої каденції (2016-2018 рр.) теж працювало 17 вчених з різних установ: В.К. Хільчевський (голова); С.І. Сніжко (заступник голови); А.В. Круківська (вчений секретар); В.С. Антоненко; Н.П. Герасименко; В.В. Гребінь; О.О. Комлев; О.Є. Кошляков; П.М. Линник; О.Г. Ободовський; В.І. Осадчий; А.М. Польовий; В.А. Прусов; В.М. Самойленко; В.В. Стецюк; В.М. Тімченко; В.Є. Тимофеев. У складі спецради останньої каденції перебувало три доктори наук, які починали роботу в спецраді в 1993 р.: П.М. Линник; В.М. Тімченко; В.К. Хільчевський. Слід відзначити й вчених, які працювали у спецраді в проміжку між цими роками: Д.В. Закревський (1995-2003 рр.); І.П. Половина (1998-2003 рр.); М.І. Ромась (1998-2009 рр.); А.В. Яцик (1999-2003 рр.); О.Б. Полонський (2003-2006 рр.); В.Ф. Мартазінова (2002-2015 рр.).

*Кількість захищених дисертацій.* За 25-річну історію у спецраді було захищено 105 дисертаційних робіт, представлених з 14 установ (закладів вищої освіти та науково-дослідних інститутів). В перший 10-річний період (1993-2003 рр.) захищено 27 дисертацій; в другий 15-річний період (2003-2018 рр.) – 78 дисертацій [1].

В середньому за рік у спецраді захищалося 3-4 дисертаційні роботи. Найбільше захистів було в 2013 р. – 10 дисертацій. Жодного захисту не було в 2006 р.

Докторських дисертацій захищено всього 18 (серед яких 2 - переатестовано в 1993 р. і в 2011 р., як захищені за кордоном). Кандидатських дисертацій – 87. Серед кандидатських дисертацій - дві переатестації захищених за кордоном робіт - в 2003 р. і в 2017 р. Спостерігається деякий дисбаланс захистів за спеціальностями, які представлені в спецраді.

*Докторські дисертації* - серед захищених 18 докторських дисертацій переважають роботи за спеціальністю 11.00.07 - гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія (16 дисертацій або 89 %) і лише 2 докторські дисертації (або 11 %) - за спеціальністю 11.00.09 - метеорологія, кліматологія, агрометеорологія. *Захисти докторських дисертацій за спеціальністю 11.00.07:* Д.В. Закревський (1994 р.); Є.Д. Гопченко (1994 р.); В.К. Хільчевський (1996 р.); В.М. Самойленко (2000 р.); О.Г. Ободовський (2002 р.); С.І. Сніжко (2002 р.); М.І. Ромась (2003 р.); Б.В. Кіндюк (2004 р.); Ю.С. Ющенко (2005 р.); В.І. Осадчий (2008 р.); В.В. Гребінь (2011 р.); Н.М. Осадча (2011 р.); С.В. Буднік (2011 р.); Ж.Р. Шакирзанова (2012 р.); Т.В. Соловей (2013 р.); Л.О. Горбачова (2017 р.). *Захисти докторських дисертацій за спеціальністю 11.00.09:* В.Є. Тимофеев (2016 р.); Ю.П. Ільїн (2016 р.).

*Кандидатські дисертації* – з 87 захищених, також переважають роботи з гідрології - 11.00.07 (66 дисертацій, або 76 %); 21 кандидатська дисертація (або 24 %) – з метеорології - 11.00.09.

*Установи, в яких виконувалися роботи.* Серед захищених в спецраді 16 докторських дисертацій з гідрології (11.00.07) 37 % становлять роботи з КНУ імені Тараса Шевченка, 19% - з Українського гідрометеорологічного інституту ДСНС України та НАН України (УкрГМІ), 13 % - з ОДЕКУ, 31 % - з інших установ. Обидві докторські дисертації з метеорології (11.00.09), які захищені в спецраді, представлені з УкрГМІ.

Серед 66 кандидатських дисертацій з гідрології – 36 % становлять роботи з КНУ імені Тараса Шевченка, 21 % - з Інституту гідробіології НАН України, 20 % - з УкрГМІ, 23 % - з інших установ. Серед 21 кандидатської дисертації з метеорології – 62 % підготовлено в УкрГМІ, 33 % - в КНУ імені Тараса Шевченка, 5 % - в ОДЕКУ.

*Тематика дисертацій з гідрології.* Серед докторських дисертацій по гідрології 7 дисертацій гідрологічного спрямування, 6 - гідрохімічного, 2 - гідролого-екологічного спрямування, одна робота присвячена водному режиму боліт.

Більшість кандидатських дисертацій по гідрології присвячено гідролого-екологічним дослідженням річок; встановленню закономірностей розподілу і форм знаходження певних хімічних елементів у воді і донних відкладеннях водойм; дослідженням процесів руслоформування. Представлено також такі напрямки як: оцінка впливу окремих факторів на формування гідрохімічного режиму річок; розробка систем прогнозування паводків; балансова оцінка водних ресурсів річок; оцінка сучасного стану та тенденцій зміни максимального стоку річок, нормування його характеристик та інші.

*Тематика дисертацій з метеорології.* Серед двох захищених докторських дисертацій з метеорології одна присвячена встановленню закономірностей циркуляції атмосфери і поглибленню методології довгострокового прогнозування погоди в Антарктиді, друга - дослідженню кліматичних змін гідрометеорологічного режиму Чорного та Азовського морів.

Кандидатські дисертації з метеорології присвячені дослідженням регіональних проявів сучасних глобальних змін клімату, дослідженням структури полів метеорологічних величин в тропосфері і стратосфері, розробці методів прогнозування погоди, дослідженням особливостей синоптичних процесів на території України, агрокліматичних ресурсів вирощування польових культур в Україні та їх багаторічних змін, динаміки окремих хімічних складових атмосфери, кліматичного режиму Антарктиди.

### Література

1. Хильчевский В.К. 25 лет деятельности спецсовета по защите диссертаций по гидрологии и метеорологии в Киевском национальном университете имени Тараса Шевченко (1993-2018 гг.) / В.К. Хильчевский, А.В. Круковская, В.В. Гребень // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2018. - № 1 (48). – С. 80– 98.
2. Хильчевський В.К. Університетська гідрологічна наука в Україні та перспективи подальшого її розвитку / В.К. Хильчевський, Є.Д. Гопченко, Н.С. Лобода та ін. // Український гідрометеорологічний журнал. 2017. - № 19. – С. 90-105.
3. Хильчевский В.К. Гидрология в университетах Украины – история, состояние, перспективы / В.К. Хильчевский, Е.Д. Гопченко, Н.С. Лобода и др. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. - 2017. - № 4 (47). - С. 6-28.

УДК 556.114:556.531(282.247.324)

П.М. Линник, В.А. Жежеря, Р.П. Линник  
*Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна*  
*Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Україна*

## **ДОСЛІДЖЕННЯ СПІВІСНУЮЧИХ ФОРМ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ПРИРОДНИХ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ ЯК ОДИН З ПРІОРИТЕТНИХ НАПРЯМКІВ РОЗВИТКУ СУЧАСНОЇ ГІДРОХІМІЇ**

Пріоритетність досліджень співіснуючих форм хімічних елементів у поверхневих водних об'єктах слід оцінювати з різних позицій. Передусім, результати таких досліджень – це важливе підґрунтя для розуміння шляхів міграції хімічних елементів та трансформації їхніх співіснуючих форм у природному водному середовищі за дії чинників і процесів, що відбуваються в ньому. Інформація щодо загального вмісту хімічних елементів у воді, завислих речовинах і донних відкладах поверхневих водних екосистем може бути корисною лише для оцінки просторово-часових змін їхньої концентрації в зазначених абіотичних компонентах і, відповідно, рівня забруднення або самоочищення ними останніх. Водночас, така інформація не дає можливості відповісти на низку важливих питань, зокрема, що відбуватиметься з тими чи іншими інгредієнтами у водному середовищі і яка його потенційна здатність до «нейтралізації» токсичного впливу хімічних речовин різних класів та самоочищення. Серед найважливіших процесів, що сприяють детоксикації, важливе місце займають процеси гідролізу, комплексоутворення та адсорбції. Завдяки їм відбувається зниження концентрації вільних (гідратованих) йонів металів як найтоксичнішої їхньої форми, оскільки у зв'язаному стані вони втрачають свою хімічну і біологічну активність. Особливої уваги заслуговує комплексоутворення, що відбувається у природному водному середовищі за участю неорганічних і органічних лігандів. При цьому слід враховувати ту обставину, що комплекси металів з природними органічними речовинами набагато стійкіші, ніж з неорганічними лігандами. Компонентний склад розчинених органічних речовин (РОР) значною мірою впливає на ступінь зв'язування металів у комплексні сполуки. В свою чергу він істотно відрізняється у поверхневих водних об'єктах залежно від їхньої фізико-географічної приналежності та ступеня антропогенного впливу на них. Найважливішу роль у комплексоутворенні відіграють гумусові речовини як пріоритетна складова РОР. Однак не варто нехтувати участю в цьому процесі й інших груп природних органічних речовин, передусім, так званих продуктів метаболізму. Адсорбційна здатність завислих частинок та донних відкладів залежить значною мірою від їхньої природи та розміру. Високою адсорбційною здатністю характеризуються гідроксиди металів, особливо їхні тонкодисперсні частинки. Водночас адсорбція речовин залежить від їхнього стану у воді. Вона буде різною для вільних йонів металів та їхніх комплексних сполук з РОР. Це стосується також високомолекулярних і низкомолекулярних органічних речовин. Важливе місце відводиться стану кисневого режиму водного об'єкта, бо саме від визначає домінування процесів самоочищення або вторинного забруднення водного середовища за рахунок донних відкладів. Особливу небезпеку для нормального функціонування водних екосистем становить явище вторинного забруднення, оскільки у відновлювальних умовах, що виникають на межі розділення води і донних відкладів, істотно зростає міграційна здатність низки хімічних елементів, зокрема деяких металів і неметалів (Mn, Fe,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{P}_{\text{неорг}}$  тощо), а також органічних сполук, у тому числі з вираженими токсичними властивостями, що надходять до водного середовища. Дуже часто хімічні речовини у відновленій формі проявляють більшу токсичність, що несе загрозу розвитку й життєдіяльності водної біоти.

Результати зазначених вище досліджень набувають все більшої актуальності з екологічних позицій. Якщо це стосується металів, то наразі не виникає сумнівів, що саме залежно від їхнього стану у воді, токсичність може зростати або, навпаки, знижуватись. Так звані вільні йони металів, продукти їхнього гідролізу та малостійкі комплекси з неорганічними лігандами вважаються найбільш токсичною формою існування у водному

середовищі. Знаходження металів у складі комплексних сполук з природними органічними лігандами або завислих частинок, тобто у зв'язаному стані, призводить до істотного або навіть повного зниження їхньої токсичності. При цьому чим міцніші зв'язки в комплексних сполуках, тим менша токсичність металів. Певною мірою це стосується й завислих речовин, у складі яких знаходяться метали. Це свідчить про те, що лише інформація про співіснуючі форми хімічних елементів може бути важливим підґрунтям для оцінки їхньої потенційної токсичності. Важливо також зазначити, що неабияку роль відіграють знак заряду сполук металів та молекулярна маса комплексних сполук з РОР різної хімічної природи. Проникність через біологічну мембрану нейтральних сполук значно більша, ніж заряджених. На відміну від високомолекулярних комплексних сполук металів з РОР низькомолекулярні легше проникають через біологічну мембрану. Отже, наведена інформація переконливо доводить важливість і необхідність проведення досліджень співіснуючих форм хімічних елементів у поверхневих водах, хоча такі дослідження вимагають забезпечення сучасними методами і відповідним приладдям для їхньої реалізації. Безперечно, визначення загальної концентрації того чи іншого хімічного елемента – це набагато простіше завдання, ніж дослідження його фізико-хімічного стану у таких складних хіміко-біологічних системах як природні поверхневі води.

Останнім часом все більше уваги приділяється дослідженню лабільної фракції металів, яка вважається потенційно біодоступною для гідробіонтів. Що ж включає в себе зазначена фракція? Ми оцінили лабільність металів у природному водному середовищі і схематично представляємо це таким чином:



### Співіснуючі форми розчинених металів у поверхневих водах та їхня потенційна лабільність.

На цій схемі пунктирною лінією окреслено лабільну фракцію металів, концентрацію якої можна визначити безпосередньо у фільтраті природної води за відсутності пробопідготовки. Лабільність металів у комплексах з окремими групами РОР залежить, з одного боку, від стійкості комплексних сполук, а з іншого, від стійкості самих органічних речовин та їхньої молекулярної маси. Вуглеводи й сполуки білкової природи, зазвичай, належать до легкоокиснюваних речовин і зазнають деструкції за підвищення температури та активізації бактеріальної діяльності. У процесі їхньої деструкції метали вивільнюються, а це може призводити до збільшення лабільності. Домінування низькомолекулярних комплексів також слід розглядати як вагому причину збільшення лабільності, передусім в літній період.

УДК 621.22+556.06+556.182+556.51.028.+556.013+556.536+551.583.13+551.583

О.Г.Ободовський, К.Ю.Данько, С.І.Сніжко, В.В.Онишук, О.І.Лук'янець, Е.Р.Рахматулліна, І.В.Купріков, О.О.Почаєвець, О.С.Будько, Є.М.Павельчук, В.О.Корнієнко, Ю.В. Філіппова  
*Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ, Україна*

## **ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ТА ПРОГНОЗ ГІДРОЕНЕРГЕТИЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІПРА (В МЕЖАХ УКРАЇНИ)**

Протягом останніх років відновлювальні джерела енергії стали одним з найважливіших критеріїв сталого розвитку країн, гідроенергетика відіграє провідну роль серед них. Здійснюється запровадження нових та вдосконалення вже існуючих технологій, виведення їх до економічно ефективного рівня та розширення сфери використання. Попит на гідроенергетику має тенденцію до зростання на світовому ринку, що пов'язано з дефіцитом паливно-енергетичних ресурсів, необхідністю охорони навколишнього середовища, зростанням цін на енергоресурси та необхідністю досягнення енергонезалежності країни. Натомість в Україні цьому питанню присвячена недостатня увага, є певні проблеми та питання як з боку нормативно правової бази, залишаються невирішеними теоретичні та методичні питання, зокрема недостатня вивченість гідрологічного режиму стоку малих водотоків, зменшення кількості гідрологічних постів, відсутність великомасштабних карт гідроенергетичного потенціалу річок, недосконалі методики оцінки і прогнозування впливу малих ГЕС на природне середовище тощо.

На умови формування стоку річок басейну Дніпра значною мірою впливає комплекс різноманітних природних і антропогенних чинників. Серед яких основним чинником є гідрологічний режим річок.

Оцінка гідрологічного режиму річок правобережної частини Дніпра в межах України виконана за даними 54, з них 49 – здійснюють спостереження за витратами води.

Встановлені статистичні характеристики основних параметрів стоку для вказаних гідрологічних постів. Відзначено, що однією з характерних особливостей досліджуваної території є досить висока зарегульованість його водотоків. Всього правобережна частина басейну Дніпра (в межах України) нараховує 247 водосховищ з площею водного дзеркала всіх ставків та водосховищ 1371,8 км<sup>2</sup>.

За виявленими стохастичними закономірностями багаторічних коливань середнього річного водного стоку річок правобережної частини Дніпра подано прогнозні оцінки змін їх водності, які мають важливе практичне значення у раціональному використанні водних ресурсів і плануванні господарської діяльності на перспективу. За проведеними дослідженнями можна констатувати, що висока достовірність циклів із періодами  $29 \pm 2$  років свідчить про стабільну повторюваність періодів високої ( $17 \pm 2$  років) та низької водності ( $10 \pm 2$  років). Тобто, виявлені особливості в структурі часових послідовностей характеристик середнього річного стоку води можна кваліфікувати як циклічності. Саме це дало можливість надати прогнозні оцінки водності основних річок правобережної частини Дніпра в межах України та річок в їх басейнах. До 2020-21 рр. продовжиться маловодна фаза водності, потім тривалістю 16-17 років можна очікувати багатоводну фазу і з 2037-38 рр. знову буде маловоддя до 2048-50 рр.

Запропонована нова методика визначення гідроенергетичного потенціалу річок правобережжя Дніпра в межах України. В ній розроблені три складові: - встановлення загального гідроенергетичного потенціалу (ЗГП), - екологічного потенціалу (ЕкГП), технічного можливого потенціалу річок (ТМГП). Запропонована загальна блок-схема встановлення та прогнозування енергетичного потенціалу річок.

Оцінка загального гідроенергетичного потенціалу річок Правобережжя Дніпра (в межах України) була виконана для 509 річок довжиною понад 10 км та з площею водозбору понад 50 км<sup>2</sup>, включаючи річки Прип'ять та Дніпро. Встановлення гідроенергетичного

потенціалу виконувалось для 884 ділянок, які були виділені за принципом зміни водності та гідравлічного напору за довжиною досліджуваних водотоків. Сумарний загальний гідроенергетичний потенціал досліджуваних водотоків становив 336143 кВт (або 336,1 МВт), а річки Дніпро (окремо) 1364795 кВт (1364,7 МВт). Сумарний екологічний гідроенергетичний потенціал становив 33,0% від загального гідроенергетичного потенціалу, а саме, 111042 кВт (111,0 МВт). За розрахунками технічно можливого гідроенергетичного потенціалу встановлено, що сумарна потужність водотоків становить 35232 кВт (35,2 МВт). Це забезпечує лише 10,5% від загального гідроенергетичного потенціалу. Аналіз результатів встановив, що висока частка втрат природної загальної гідроенергетичної потужності водотоків (89,5%) пов'язана зі значним поширення природоохоронних територій в межах досліджуваного басейну та значним поширення заболочених земель, карсту та меліорації і зарегульованості стоку річок.

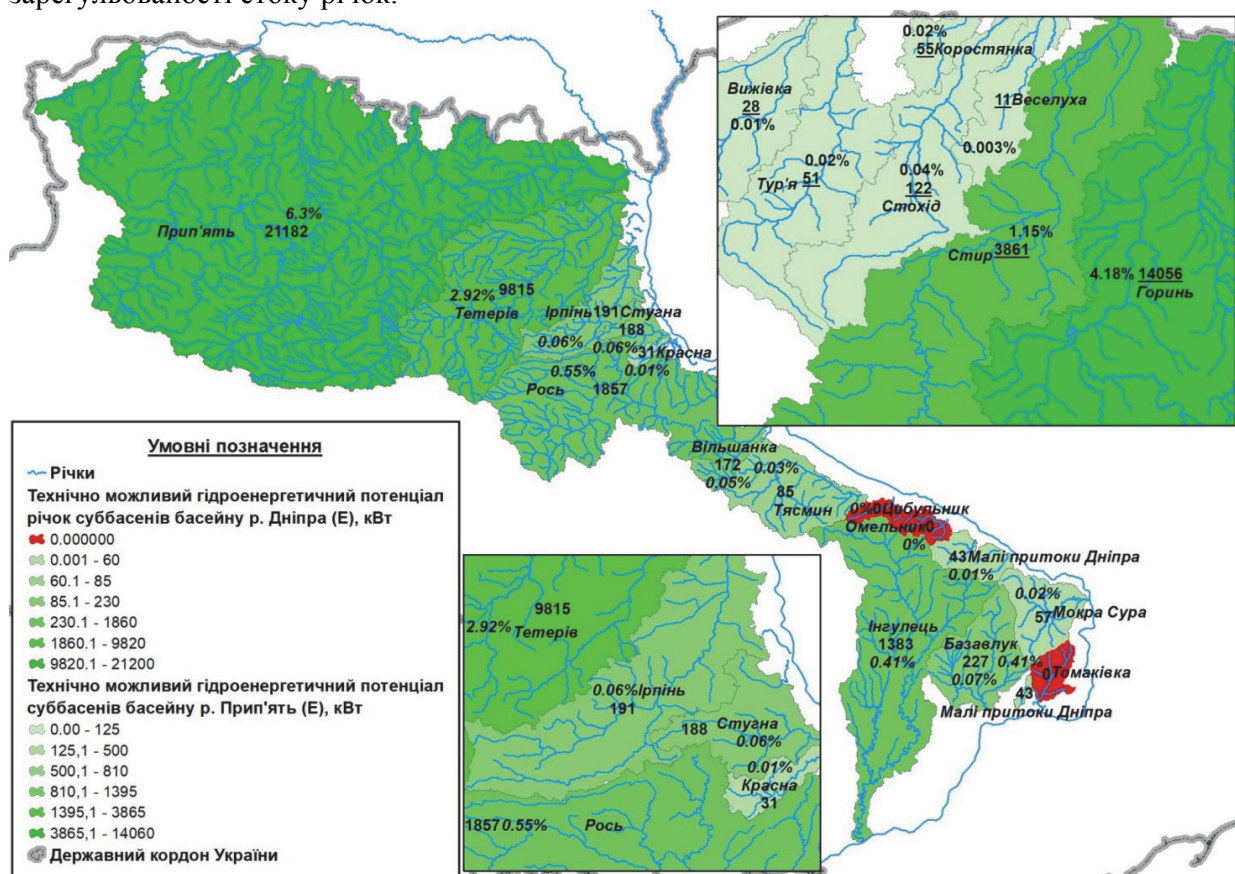


Рис. Технічно можливий гідроенергетичний потенціал річок Правобережжя Дніпра в межах України

Прогноз змін загального гідроенергетичного потенціалу було виконано на основі прогнозних оцінок змін водності. Прогноз тенденцій та величини змін загального гідроенергетичного потенціалу було здійснено для двох сценаріїв водності, а саме, для багатоводної та маловодної фаз водності, а також для часового періоду короткострокової перспективи 2011-2040 років. Дослідження встановили, що в багатоводну фазу загальний гідроенергетичний потенціал водотоків Правобережжя Дніпра зростає на 12,9% по відношенню до середнього багаторічного значення, і становитиме 379361 кВт (379,3 МВт). У маловодну фазу водності очікується зменшення загального гідроенергетичного потенціалу річок правобережної частини басейну Дніпра на 19,2% (271439 кВт (271,4 МВт)). У короткостроковій часовій перспективі 2011-2040 років очікується тенденція до зменшення водності та відповідно і загального гідроенергетичного потенціалу водотоків. В цей період очікується зменшення загальної гідроенергетичної потужності на 27,9% (242439 кВт (242,4 МВт)) по відношенню до середнього багаторічного значення.

Гинтарас Валюшкавичюс  
Вильнюсский университет, Вильнюс, Литва

## ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ИНДЕКСА ХИРША В ГИДРОЭКОЛОГИИ И ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ

Индекс Хирша (часто обозначаемый как *h-index* или *h*) в 2005 г. предложен Х. Хиршем (Hirsch, 2005) для оценки научной продуктивности исследователей. При оценке влияния публикаций конкретного ученого на развитие исследований в данной области наук, индекс учитывает общее число его публикаций и количество их цитирований. Несмотря на некоторые недостатки, в последнее время *h* стал одним из самых популярных наукометрических показателей.

Это дает повод задуматься о применении *h* в других областях исследований. Чаще всего обсуждались возможности применения *h* для оценки биоразнообразия (Rousseau, 2009; Kozak, Krzanowski, 2012). Однако, как и в наукометрии, в похожих ситуациях использование *h* ограничено зависимостью индекса от числа имеющихся данных (работая с выборками, имеющими разное число данных, значения индекса становятся несопоставимыми). Хотя *h* не является универсальным статистическим индикатором, в некоторых случаях его можно успешно применять при оценке специфических условий. Применение индекса Хирша особенно хорошо подходит для сравнения условий, которые статистически описаны одинаковым числом данных. В частности, *h* удобен при исследованиях ряда периодических данных за одинаковый промежуток времени, для сопоставления количественных показателей, собранных по одинаковой методике на равных по площади территориях и т. п.

Эти свойства *h* можно использовать при оценке гидрологических и метеорологических условий, которые очень часто определяются по характеристикам одного и того-же периода (месяца, года, десятилетия, тридцатилетия, столетия и т. п.). Такие показатели обычно используются в гидроэкологии (например, оценивая период времени с подходящей для одного или другого биологического вида температурой воды или уровнем её загрязнения), агрометеорологии (подсчитывая параметры засушливого либо влажного периода, периода вегетации отдельных видов растений, нормы орошения, необходимой в конкретный момент года), гидрологических прогнозах (по температуре воздуха оценивая интенсивность снеготаяния и глубину промёрзшего грунта), рекреационной климатологии (выискивая местность, климат которой наиболее подходит для конкретного вида отдыха). В таких случаях важно знать, как долго длится промежуток времени с заданной температурой, скоростью ветра, уровнем загрязнения и т. п. При применении *h* для оценки подобных характеристик, важно чтобы величина выбранного для оценки параметра не могла бы колебаться в бесконечном промежутке (от  $-\infty$  до  $+\infty$ ) и могла бы быть либо только положительной, либо только отрицательной. Удобнее всего проводить такие расчёты используя характеристики, величины которых колеблются в более узком интервале нежели продолжительность анализируемого периода (в заданных величинах времени).

Например, исследуя годовой режим температуры воды в выбранном объекте (реке, озере), можно по принципу индекса Хирша подсчитать индекс температуры (изначально обозначим его *x*) этого объекта. Такой индекс мог бы показать сколько суток в конкретном году длился промежуток, когда среднесуточная температура воды превышала заданную величину. Водный объект в конкретном году имеет индекс *x*, если как минимум *x* дней из общего количества дней в году (365 либо 366) среднесуточная температура воды ( $^{\circ}\text{C}$ ) превышала *x*, в то время как в оставшиеся дни ((365 либо 366) — *x*) среднесуточная температура воды была бы не выше *x*. Так как год состоит из 365 (либо 366) суток, а температура пресной воды (в жидком состоянии) колеблется от  $0^{\circ}\text{C}$  до  $100^{\circ}\text{C}$ , температурный индекс *x* (подсчитанный по данным среднесуточной температуры воды) не может быть меньше 0 и больше 100 (на самом деле в большинстве рек и озёр величина индекса колеблется в наиболее узком интервале).

Аналогический индекс можно вычислить не только по среднесуточным температурам. В Литве была предпринята попытка рассчитать подобный параметр для рек, используя среднедекадную температуру воды (такие характеристики хорошо подходят для работы с длинными рядами данных, так как в ранее изданных "Гидрологических ежегодниках" часто приводится средняя за 10 суток температура воды). В данном случае индекс теоретически может колебаться в интервале от 0 до 36, так как в году имеется 36 полных десятидневных периодов. Результаты расчётов (Valiuškevičius, Milonaitytė, 2018) показали, что в реках различных регионов Литвы осреднённая за десятилетний период величина (сначала были рассчитаны индексы каждого года, а затем проведено их осреднение) индекса  $x$  в 2007–2016 г. колеблется от 11 до 14. При этом важно отметить, что температурная индексация очень хорошо подходит для классифицирования рек (либо других водных объектов) по термическому режиму и в будущем может быть успешно использована для сравнения водных экосистем, находящихся в различных условиях (объекты, в которых высокая температура держится более долго, имеют более высокий температурный индекс  $x$ , тем временем температурный индекс объектов, которым свойственны долгосрочные периоды с низкой температурой, – намного ниже).

В будущем подобные индексы можно было бы использовать не только для классификации водных объектов по термическому режиму. Их применение также возможно при определении гидрометеорологических условий разных территорий. К тому же, по принципу индекса Хирша можно рассчитывать не только индикаторы, определяющие общее число суток (недель, месяцев, лет и т. п.), величина температуры (скорости ветра, количества осадков и т. п.) которых превышает заданный уровень, но и индикаторы, определяющие длительность непрерывного периода, которому свойственны такие качества. Использование таких индексов подходит и для кратковременных исследований (например, они могут помочь сравнить между собой условия в нескольких объектах за конкретный день), и для районирования территории (в котором используются осреднённые данные за многолетний период). Это может помочь при разработке новых классификаций не только в гидрометеорологии, но и в других областях науки, в которых часто используется сопоставление данных за определённый период исследований.

### Литература

- Hirsch J. E. 2005. An index to quantify an individual's scientific research output. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*, 102(46): 16569–16572.
- Kozak M., Krzanowski W. 2012. On using the h-index to analyse species biodiversity and other count data. *Current Science*, 103(1): 9.
- Rousseau R. 2009. The  $h$ -index as a biodiversity index. *Current Science*, 97(7): 980–981.
- Valiuškevičius G., Milonaitytė D. 2018. Vandens temperatūros pasiskirstymą per metus apibūdinančių rodiklių taikymo Lietuvos upėse galimybė. *Geologija. Geografija*, 4(3): 103–116.

УДК 556,531:556,18:311

Н.М. Осадча

Український Гідрометеорологічний інститут, м. Київ, Україна

## ОСНОВНІ ЗАХОДИ УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ ВОДИ У МЕЖАХ РІЧКОВОГО ВОДОЗБОРУ

В Україні здійснено перехід від територіально-адміністративного до басейнового управління водними ресурсами, засади якого визначені новою редакцією Водного Кодексу. Для кожного району річкового басейну розробляється цілеспрямований план управління річковим басейном (ПУРБ). Він ґрунтується на аналізі основних антропогенних навантажень та їхніх впливів і пов'язаних з цим ризиків недосягнення «доброго» екологічного стану. Це є основою для проведення операційного моніторингу та розроблення програми заходів для мінімізації антропогенного впливу.

Для кожного басейну розробляються індивідуальні заходи, основані на закономірностях міграції хімічних компонентів у межах водозбору, визначенні ролі точкових та дифузних джерел у формуванні стоку окремих речовин, особливості внутріводоюмової трансформації речовин та ін.

Забруднення вод біогенними елементами (сполуками азоту та фосфору) є однією з головних причин незадовільної якості води більшості водних об'єктів. Це, у свою чергу, є причиною цілої низки таких проблем, як зміна біологічної різноманітності і продуктивності водойм внаслідок евтрофікації, поширення захворювань, пов'язаних з підвищеним вмістом забруднюючих речовин, особливо у сільських населених пунктах.

Наявність підвищеної кількості поживних елементів є рушійною силою *евтрофікації вод*, яка проявляється у неконтрольованому підвищенні біомаси фіто- і зоопланктону, вищих водних рослин та порушенні природної рівноваги біологічної продуктивності. Наступне за цим розкладання відмерлих решток значної маси гідробіонтів спричинює активне споживання кисню на їх окиснення і подальше накопичення патогенної мікрофлори та специфічних токсинів. Внаслідок цього погіршуються органолептичні показники води та санітарно-гігієнічний стан водного об'єкта, створюються умови для виникнення задухи, а вода у цілому стає непридатною для питного і господарського користування. Основні зусилля у боротьбі з вказаною проблемою передбачають попередження надходження у водні об'єкти надлишкової кількості сполук азоту і фосфору. Тривалий час забруднення вод біогенними елементами пов'язувалось виключно з дією стаціонарних (точкових) джерел забруднення. Водночас, досвід розвинених країн свідчить про вагомий роль нестационарних (розподілених) джерел забруднення, кількісний вплив яких значно змінюється у просторі і часі. Винесення біогенних елементів з водозбірної площі суттєво інтенсифікується сільськогосподарським освоєнням території.

Надзвичайно гостро стоїть питання дифузного забруднення біогенними елементами ґрунтових вод, особливо для регіонів де відсутні системи централізованого водопостачання. Перевищення гранично-допустимих концентрацій вмісту біогенних елементів і, у першу чергу, нітратних сполук у ґрунтових водах призводить до ризику виникнення захворювань у населення. В Україні відомі випадки дитячої смертності внаслідок захворювання на водно-нітратну метгемоглобінемію.

В Україні роль дифузних джерел у біогенному забрудненні вод відноситься до маловивчених питань.

Високий ступінь освоєння земельного фонду обмежує можливості екстенсивного розвитку виробництва продуктів харчування. На сучасному етапі збільшення продуктивності сільськогосподарського виробництва пов'язане лише з його інтенсифікацією. Сучасні інноваційні технології землеробства ґрунтуються на застосуванні добрив, серед яких найбільшу ефективність з підвищення врожайності виявляють мінеральні добрива. Водночас, незбалансоване використання добрив призводить як до марнотратства, так і забруднення довкілля.

В Україні близько 70% території відноситься до земель сільськогосподарського призначення. Через політичні зміни на початку 1990-х років застосування добрив в Україні різко зменшилось через брак коштів. Це стало одним з чинників зменшення забруднення вод біогенними елементами, однак, сучасне поступове відновлення сільськогосподарського виробництва в Україні є потенційною причиною суттєвого подальшого погіршення стану водних об'єктів. Ця дилема має бути розв'язана шляхом застосування кращих методів ведення сільськогосподарських робіт та управління водними ресурсами.

Регулювання дифузного забруднення водних об'єктів пов'язане зі скороченням непродуктивних втрат добрив (зокрема небезпека забруднення вод нітратними сполуками, що містяться в добривах, пояснюється їхньою високою розчинністю) і полягає у максимальному пристосуванні їхнього внесення до потреб розвитку рослин.

Ефективність застосування добрив визначається:

- регулюванням дози внесення відповідно до норм споживання окремими рослинами на розрахункову урожайність та продуктивність ґрунту для конкретної ділянки; понаднормове застосування добрив призводить до їхнього накопичення у товарній продукції, зниження її якості та забруднення довкілля.

- регулювання втрат добрив шляхом вибору оптимального шляху та способу внесення, застосування органічних добрив та сівозмін; найбільше зниження втрат азотних добрив може бути досягнуто шляхом роздрібного їх внесення.

На відміну від сполук азоту, забруднення вод фосфором, передусім, зумовлено ерозією ґрунту. Ефективне зменшення забруднення вод фосфором пов'язане з проведенням протиерозійних заходів на схилах та облаштування захисних смуг.

Загальним екологічним показником контролю ефективності заходів з регулювання нітратного забруднення вод є моніторинг загального балансу азоту та фосфору у ґрунтах. Існуюча в Україні методика визначення такого балансу не відповідає цілям Нітратної директиви і потребує доопрацювання. Отримані на підставі існуючої методики показники мають негативні значення і демонструють хронічний дефіцит біогенних елементів у ґрунтах. Внаслідок хімічних особливостей азоту його природні концентрації у ґрунтах є невисокими, що потребує додаткового його внесення для отримання сільськогосподарської продукції. Надлишкове та неоптимальне застосування добрив спричиняє забруднення водних екосистем.

Регулювання забруднення вод біогенними елементами від розподілених джерел передбачено вимогами Нітратної директиви ЄС, впровадження якої передбачено міжнародними зобов'язаннями України. Вказана директива спрямована на запобігання забрудненню підземних та поверхневих вод нітратними сполуками внаслідок сільськогосподарської діяльності, насамперед, шляхом стимулювання впровадження кращих методів ведення сільськогосподарського виробництва.

Відповідно до Нітратної директиви, імплементація її положень зокрема передбачає:

- визначення поверхневих та підземних, які зазнають забруднення, або ж для яких є ризик такого забруднення за критеріями і підходами, визначеними Нітратною директивою;

- визначення зон, уразливих до нітратного забруднення для кожного водного об'єкту;

- розроблення кодексів кращих методів ведення сільськогосподарського виробництва для їх застосування аграріями на добровільній основі;

- розроблення плану дій для зон, уразливих до нітратного забруднення, що містять заходи, спрямовані на мінімізацію нітратного забруднення, у тому числі, заходи стимулювання впровадження кращих практик ведення сільськогосподарського виробництва;

- проведення моніторингу забруднення поверхневих і підземних вод нітратними сполуками, евтрофікації поверхневих вод, оцінки впливу Планів дій на якість води та методи ведення сільськогосподарського виробництва.

УДК 556.16.06:556.166

Ж.Р. Шакірманова, А.О. Докус, З.Ф. Сербова, Н.М. Швець  
*Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна*

## **КОМПЛЕКСНИЙ МЕТОД ДОВГОСТРОКОВОГО ПРОГНОЗУВАННЯ ГІДРОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІПРА**

В умовах кліматичних коливань і тенденцій змін водного режиму річок весняного водопілля актуальним є розробка нових або удосконалення створених моделей формування та прогнозування максимального стоку річок цього періоду. Метою даної роботи є представлення та адаптація комплексної моделі довгострокового прогнозування та визначення для невивчених річок території характеристик максимального весняного стоку річок басейну Дніпра, в основу якої покладено теорію природних закономірностей процесів формування поверхневого схилового і руслового стоку річок будь-якого розміру та географічного положення.

Об'єктом дослідження є гідрологічний режим весняного водопілля невеликих річок в басейні р. Дніпро (на українській його ділянці) в межах суббасейнів рр. Прип'ять, Десна, Середній і Нижній Дніпро. До розробки методики територіальних довгострокових прогнозів шарів (об'ємів) стоку та максимальних витрат води залучені дані опорних гідрологічних створів з діапазоном площ річкових водозборів від 804 км<sup>2</sup> (р. Норин - с. Славенщина) до 36300 км<sup>2</sup> (р. Десна - с. Розльоти), тривалістю сумісних гідрологічних, метеорологічних і агрометеорологічних часових рядів спостережень за базовий період з 1966 по 2000 рр. Для перевірки прогностичної методики та її адаптації до сучасних умов формування весняних водопіль річок прийнятий період гідрометеорологічних спостережень 2001-2015 рр.

В Одеському державному екологічному університеті існує визнана в країні і поза її межами наукова школа "Теоретичної і прикладної гідрології", яка своїм основним напрямом має саме дослідження процесів формування паводків і весняних водопіль різної ймовірності перевищення. Наукова школа по розвитку цього питання створена проф. А.М. Бефані і розвивається по теперішній час проф. Є.Д. Гопченком, а також його послідовниками проф. Ж.Р. Шакірмановою, доц. В.А. Овчарук та ін. В залежності від природних умов формування річкового стоку запропоновано декілька теоретичних субмоделей, на підставі яких можливе побудування нормативної бази в галузі максимального стоку і прогнозування стоку річок. В основу даної роботи покладена методологія, яка базується на моделі руслових ізохрон і дозволяє побудувати прогнозу і розрахункову схеми з урахуванням процесів, що відбуваються на схилах річкових басейнів і у русловій мережі. В теперішній час вдосконалення математичної моделі формування максимального стоку весняного водопілля полягає у врахуванні можливих змін клімату і водного режиму річок, використання нових технологій прогнозування та сучасного картографічного представлення інформації для прийняття ефективних протипаводкових заходів.

В Україні дослідженням формування максимального стоку в басейні Дніпра та його змін у сучасний період активно займаються вчені Українського гідрометеорологічного інституту ДСН України та НАН України (Ю.Б. Набиванець, Л.О. Горбачова, В.Н. Корнєєв, 2010, Л.О. Горбачова, 2012, 2016, Є.В. Василенко, 2011, 2013, 2015, В.М. Струтинська, 2008, О.В. Кошкіна, 2013), Київського національного університету імені Тараса Шевченка (В.В. Гребінь, 2011, О.І. Лук'янець, 2014) та Одеського державного екологічного університету (Є.Д. Гопченко, В.А. Овчарук, Ж.Р. Шакірманова, 2010, 2011, Ж.Р. Шакірманова, 2015). У зарубіжній практиці дослідженню максимального стоку річок в останні роки приділяється досить велика увага у зв'язку з багатьма випадками катастрофічних наслідків від повеней різного генезису.

Існуючі у вітчизняній науці моделі просторового прогнозування пристосовані для прогнозування шарів та максимальних витрат води весняного стоку (автори М.М. Соседко та колектив УкрГМІ). Світовий досвід з питання формування та прогнозування максимального

стоку весняного водопілля висвітлені в монографії Л.С. Кучмента «Речной сток (генезис, моделирование, предвычисление)» (2008). Існуючі зарубіжні моделі, що використовуються у світовій практичній діяльності (у т.ч. підрозділів Всесвітньої метеорологічної організації), застосовуються лише для прогнозування гідрографів повеней від дощових и весняних паводків, штормових нагонів, низького стоку (моделі Датського гідравлічного інституту «Майк-11», в яку входить модель опади-стік NAM, гідродинамічна модель MIKE11 DNI, модель ТОПКАПІ-ПММС (автори М.Й. Железняк, О.В. Бойко, 2013).

У роботі запропонований комплексний метод територіальних довгострокових прогнозів характеристик весняних водопіль річок (на прикладі басейну р. Дніпро в межах України), в якому на початку встановлюється (при використанні дискримінантної функції) тип розвитку весняних процесів за комплексом гідрометеорологічних чинників, сполучення яких кожного року призводять до формування різних за розміром водопіль. Для басейну р. Дніпро до складу вектор-предиктора дискримінантної функції включені сумарні запаси вологи на водозборі, що беруть участь у формуванні весняного водопілля – максимальні перед весною снігозапаси та дощові опади весняного періоду; індекс зволоження ґрунтів, в якості якого прийнятий річковий стік в річках: для території лівобережжя осіннь-зимового періоду, а для річок правобережжя – передвесняний стік води; максимальна глибина промерзання ґрунтів, яка визначається температурою повітря у лютому. На наступному етапі здійснюється прогнозування шарів стоку чи максимальних витрат води водопіль (у вигляді їх модульних коефіцієнтів) за районними залежностями, які відповідають типу водності весни (за знаком дискримінантних рівнянь). Коефіцієнти прогнозної схеми узагальнюються для річок з однорідними умовами формування весняних водопіль в межах виділених під час розробки прогностичної методики однорідних районів на території басейну Дніпра (в межах зазначених вище суббасейнів). Ймовірнісні оцінки настання прогностичних величин у багаторічному періоді визначаються основі статистичної обробки часових стокових рядів спостережень та при використанні кривої трипараметричного гама-розподілу С.Н. Крицького і М.Ф. Менкеля (для встановленого середнього за територією значення  $C_s/C_v=2,5$ ).

Територіальний метод прогнозування стокових характеристик полягає в можливості картографічного представлення прогнозних величин модульних коефіцієнтів не тільки для шарів стоку (що також здійснюється в моделі «Слой»), а й максимальних витрат води водопіль, за можливості подальшого їх встановлення при обґрунтуванні методик визначення середньобогаторічних величин шарів стоку та максимальних витрат води для не вивчених у гідрологічному відношенні річок і з урахуванням існуючих направлених часових тенденцій до змін водного режиму весняного водопілля річок басейну Дніпра. Така задача вирішується шляхом обґрунтування і введення регіональних поправочних коефіцієнтів до зменшення багаторічних величин стоку річок розглядуваного періоду.

Зазначені карта-схеми складаються на дати випуску прогнозів і дають змогу оцінювати величину та частоту повторюваності у багаторічному розрізі об'ємів і максимальних витрат води майбутнього водопілля в басейні Дніпра, оцінюючи зони підвищеної небезпеки (при значних весняних водопіллях). З іншого боку, карта-схеми дозволяють надавати прогнози стокових величин та встановлювати їх забезпеченості для будь-якої, навіть невеликої, річки, включи і такі, на яких зазвичай відсутні спостереження за річковим стоком води. Оцінка ефективності перевірочних прогнозів шарів стоку та максимальних витрат води весняного водопілля річок басейну Дніпра за методикою як для базового так і сучасного періодів показала задовільні результати, при прийнятих критеріях їх якості  $S/\sigma$  змінюється від 0,32 до 0,89, при забезпеченості методики 60-96%. Завчасність прогнозів змінюється для різних величиною і географічного положення водозборів, за різних у кожному році строків формування весняного стоку річок і в середньому становить до 35-50 діб для об'ємів стоку та 15-25 діб – для максимумів водопіль (при даті складання основного прогнозу 20 лютого). Запропонований метод розрахунків та довгострокового прогнозування характеристик максимального весняного стоку річок може слугувати науково-методичною базою гідрологічного прогнозування й для інших річок України.

УДК574.5 (28)

А.А. Протасов, А.А. Силаева,  
Ю.Ф. Громова, Т.Н. Новоселова, И.А. Морозовская  
Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина

### МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПЕЛАГИЧЕСКИХ И КОНТУРНЫХ ГРУППИРОВОК В ТАШЛЫКСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ – ОХЛАДИТЕЛЕ ЮЖНО-УКРАИНСКОЙ АЭС

Водоем-охладитель Южно-Украинской АЭС (ЮУАЭС) создан на балке Ташлык в результате строительства плотины и наполнения в 1979–1980 гг. водой р. Южный Буг. При НПУ площадь водоема составляет 8,6 км<sup>2</sup>, объем – 86,0 млн. м<sup>3</sup>. Водоем-охладитель (ВО) – каньонного типа, наибольшая глубина (до 46 м) наблюдается в районе плотины, в центральной части водоема и в верховье преобладают глубины 13–15 м. Дополнительная подкачка воды осуществляется из р. Южный Буг. В настоящее время продувка ВО в Александровское водохранилище происходит практически постоянно.

На ЮУАЭС функционирует три энергоблока мощностью по 1 млн. кВт, на охлаждение каждого требуется до 60 м<sup>3</sup>/с. Первый блок был введен в эксплуатацию в 1982 г. В настоящее время ЮУАЭС входит в единый энергетический комплекс, объединяющий ЮУАЭС, Александровскую ГЭС и Ташлыкскую ГАЭС. Исследования гидробиологического режима ВО проводили с 1981 г. в несколько этапов: до пуска АЭС, после пуска (1982–1997) и на современном этапе (2018 г.).

В 2018 г. (июль) прозрачность воды в ВО была от 0,65 до 1,5 м. Показатели температуры воды в поверхностном горизонте ВО составляли от 31,4°C (подводящий канал) до 41,2°C (район выхода отводящего канала в ВО). Средняя температура в ВО (34,44±0,40) была выше на 8°C. чем в Александровском водохранилище с естественным термическим режимом. Показатель сухого остатка для воды ВО был в 1,8 раз выше, чем в том же водохранилище. Таким образом, в водоеме формируются крайне своеобразные и неблагоприятные для многих гидробионтов условия обитания.

Состав и богатство фитопланктона по мере эксплуатации ВО претерпевали изменения. За период 1981–1986 гг. было обнаружено 122 низших определяемых таксона (НОТ) водорослей из шести отделов. Наиболее многочисленными были зеленые (50,8%) и диатомовые (30,3%). Отмечено, что общность состава по годам была высокой – 62–65%. В 1989–1997 гг. летом в фитопланктоне было обнаружено 32–55 НОТ водорослей из шести отделов. Доминировали зеленые и диатомовые. Распределение состава по акватории водоема было относительно равномерным. Летом 2018 г. фитопланктон был представлен 53 НОТ из четырех отделов. Лидировали по представленности, как и ранее зеленые (60,0%) и диатомовые (24,0%). Из флористического спектра выпали эвгленовые и представители Miozoa. Максимальные за весь период исследований показатели количественного развития (в среднем 9,6 мг/дм<sup>3</sup>), связанные с массовым развитием *Aulacoseira granulata*, наблюдались летом 1985 г. Минимальная биомасса фитопланктона (0,3 мг/дм<sup>3</sup>) была отмечена летом 1986 г., при повышении температуры на сбросе до 40°C. Уровень количественного развития фитопланктона (поверхностный горизонт) в 2018 г. был невысоким (2,7 мг/дм<sup>3</sup>).

Видовое богатство зоопланктона ВО ЮУАЭС было невелико на всех этапах исследований: в 1981–1986 гг. отмечено 27 видов, в 1990–1992 гг. – 23 вида (в отдельные сезоны – 13–17 видов), в летние сезоны 1997 и 2018 гг. – 14 и 13 видов соответственно. Различия видового состава между участками с различным температурным режимом были очень незначительны. Сходство видового состава за период 1981–1983 гг. и 1984–1986 гг. составило 62%. Позднее (1990–1992 гг.) существенных изменений в видовом составе зоопланктона не произошло. Однако в 1997 г. состав заметно изменился – его общность с таковым в 1990–1992 гг. составила 43%, а в 2018 г. был обнаружен лишь один общий с предыдущими исследованиями вид. Изменился и доминирующий комплекс – в первые годы исследований основу биомассы составляли *Eudiaptomus gracilis*, *Daphnia longispina*, *D. cucullata*. С 1985 по 1997 гг. ведущим видом в зоопланктоне была *Diaphanosoma*

*brachyurum*, а в 2018 г. в доминирующей комплекс вошли *Moina micrura*, *Diaphanosoma dubium*, *D. orghidani*, *Thermocyclops oithonoides*. Количественное развитие зоопланктона (летние сезоны) достигло наибольшего развития после пуска АЭС, например биомасса в 1984 г. составила в среднем  $5,7 \text{ г/м}^3$ . В другие годы она в среднем изменялась в пределах  $0,5\text{--}2,7 \text{ г/м}^3$ . Распределение биомассы по акватории водоема характеризовалось, как правило, максимальными значениями в верховье, где температура воды была ниже, и минимальными – в приплотинном участке.

Для зооперифитона до пуска и в первые годы после пуска АЭС были характерны сообщества *Dreissena polymorpha*, отмечалось до 20 НОТ беспозвоночных из 9 групп. Биомасса превышала  $18 \text{ кг/м}^2$ . Структура сообществ с доминированием дрейссены сохранялась до 1985 г. Год спустя при значительном возрастании температуры в этом районе произошли катастрофические изменения: полная элиминация сообществ дрейссены и замена их сообществами с доминированием олигохет. Через два года произошло некоторое восстановление дрейссенных сообществ, однако их развитие было неустойчивым из-за значительного влияния высоких температур. В 1997 г. дрейссена в перифитоне отмечена не была. В настоящее время в зооперифитоне доминируют брюхоногие моллюски тиариды.

В первый год заполнения ВО резкое изменение условий существования привело к значительному снижению богатства зообентоса, количество групп зообентоса уменьшилось с 14 до 2 – олигохеты и личинки *Procladius ferragineus*. В 1983–1984 г. в ВО появились гидры, нематоды, корофииды и кумовые раки, личинки насекомых, повсеместно встречалась дрейссена. В 1986 г. в зообентосе зарегистрировано 49 НОТ из 15 групп. После летнего повышения температуры в 1986 г. таксономический состав зообентоса резко сократился – 7 НОТ – в 1988 г., 11–15 – в 1990–1997 г., 17 – в 2006 г. После полной элиминации (в 1988 г. не зарегистрирована) дрейссена в 1989–1992 г. появлялась локально, к 1997 г. исчезла полностью и не встречается до настоящего времени.

Показатели биомассы возрастали к 1985–1986 г. – в среднем от  $6,72 \text{ г/м}^2$  в 1982 г., до  $149,74 \text{ г/м}^2$  в 1985 г. В дальнейшем они снизились и оставались на низком уровне: в 1997 г. – до  $0,86 \text{ г/м}^2$ . На отдельных участках основу биомассы зообентоса составляла дрейссена – в 1985–1986 гг. биомасса достигала  $300 \text{ г/м}^2$ . По данным исследований 2005–2006 гг., биомасса «мягкого» зообентоса колебалась в пределах  $0,10\text{--}3,70 \text{ г/м}^2$ , а средние значения биомассы в 2006 г. достигли уровня, отмеченного в 1986 г. – около  $350 \text{ г/м}^2$  – за счет развития брюхоногих моллюсков-вселенцев – *Melanoides tuberculata* (Слепнев, Силаева, 2008).

В настоящее время *M. tuberculata* вместе с еще одним вселенцем – *Terebia granifera*, очевидно, полностью натурализовались и встречается на бетонных облицовках, камнях, на рыхлом дне. В массе эти моллюски обнаружены на приплотинном участке от глубины 3 м, в перифитоне – на приурезных участках по всему ВО. В районе гидроучастка на каменной отсыпке отмечено поселение *M. tuberculata* с довольно высокой биомассой –  $1,7 \text{ кг/м}^2$ .

Длина раковины *M. tuberculata* в бентосе составила 2–27 мм. Популяция представлена шестью размерными группами: от 1–5 мм до 26–30 мм, при доминировании группы 6–10 мм (38,7%) и 16–20 мм (29,4%). Длина раковины в перифитонной части популяции была сходной: от 2 до 28 мм. В размерной структуре доминировали моллюски в группах 6–10 мм (22,4%) и 11–15 мм (33,7%). Второй вид (*T. granifera*) в бентосе отмечен в трех размерных группах от 1–5 мм до 11–15 мм, доминировали размерные группы 6–10 и 11–15 мм (по 37,5%). А в перифитоне этот вид отмечен в районе гидроучастка на глубине 0,5 м в группах 1–5 и 6–10 мм, преобладала группа 1–5 мм (66,7%). В бентосе встречались более крупные особи (4–13 мм), чем в перифитоне (1–8 мм).

Таким образом, многолетние исследования ВО ЮУАЭС, одного из самых техногенно нагруженных из всех АЭС Украины, показали, что состояние экосистемы изменяется в зависимости от режима эксплуатации, техногенной нагрузки. На первых этапах происходила трансформация, связанная с созданием ВО, в дальнейшем – увеличение качественных и количественных показателей всех группировок, затем длительная техногенная нагрузка привела к их снижению до некоторого стабильного невысокого уровня, сохраняющегося достаточно длительное время.

УДК 504.453.054

О.В. Войцехович<sup>1</sup>, Г.В. Лаптев<sup>1</sup>, А.В. Коноплев<sup>2</sup>, Yasu Igorashi<sup>2</sup><sup>1</sup>*Український гідрометеорологічний інститут ГСЧС і НАНУ, Київ, Україна*<sup>2</sup>*Інститут радіоактивності в оточуючій середі, Університет Фукусима, Японія*

## **ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В БЛИЖНИХ ЗОНАХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ ПОСЛЕ АВАРИЙ НА ЧАЭС И АЭС ФОКУСИМА-ДАЙЧИ**

За прошедшие несколько десятилетий в мире произошли две крупные коммунальные аварии, которые привели к очень существенному радиоактивному загрязнению окружающей среды: на Чернобыльской АЭС в Украине (апрель 1986 г.) и на АЭС Фукусима-Дайчи в Японии (март 2011 г.). Географическое положение, климатические условия, характеристики радиоактивного выброса аварийных реакторов в атмосферу, а также состав спектра радиоактивных выпадений и условия для трансформации их на поверхности наиболее загрязненных водосборных территорий, которые имели место в результате этих аварий, были различными. Вместе с тем, общие представления о трансформации физико-химических форм радиоактивных выпадений в почвах водосборов, процессы смыва и формирования склонового стока при поступлении радионуклидов с водосборных территорий в речную сеть и подземные воды; закономерности переноса в реках радионуклидов в растворенном и взвешенном состоянии (с частицами речной взвеси); процессы их осаждения в водохранилищах и озерах, а также факторы, определяющие условия накопления радионуклидов в русловых и пойменных отложениях речной сети в обоих случаях являются подобными. Поэтому опыт изучения процессов формирования и переноса радионуклидов с различными физико-химическими свойствами в водных объектах, полученный в после аварии на ЧАЭС 1986 г., представляет интерес для развития обмена знаниями и опытом между украинскими и японскими экспертами. Результаты работы, обсуждаемые в докладе, выполнялись в рамках нескольких проектов МАГАТЭ, а также в рамках проекта двухстороннего сотрудничества САТРЕПС между УкрГМИ и Институтом радиоактивности в окружающей среде университета Фукусима (2013-2018 гг.).

В докладе представлен анализ основных характеристик, процессов и факторов, которые формируют сходства и отличительные особенности формирования радиоактивного загрязнения рек в ближней зоне ЧАЭС и на водосборных территориях зоны загрязнения аварии на АЭС Фукусима в Японии. Приведены данные о характеристиках выброса и геохимических факторах трансформации радиоактивных выпадений на водосборах в воде речных систем, а также донных отложений.

Обсуждаются основные методические разработки и рекомендации, которые получены в процессе изучения процессов смыва радионуклидов и мониторинга загрязнения водных объектов, в частности, методы, применяемые для изучения переноса радионуклидов в составе твердого стока в водах склонового стока, речной сети и водохранилищах. Приведен анализ роли речных наносов в переносе цезия-137 и выведении его в донные отложения.

Приведена классификация основных процессов и методов моделирования, которые применялись для прогнозирования, а также показаны некоторые результаты параметризации процессов транспорта радионуклидов в водных системах на основе результатов, полученных на различных водных объектах зоны ЧАЭС и Фукусимы.

Обсуждаются наиболее важные выводы о водоохраных мероприятиях, которые были выполнены в зоне аварии на ЧАЭС в начальный период после аварии 1986 г., а также на загрязненных водных объектах префектуры Фукусима в период (2011-2016 гг.). Приведены, обсуждаемые совместно, концептуальные положения оптимального режима регулирования речного стока на загрязненных территориях в ближней зоне аварий на ЧАЭС, а также перспективы учета данного опыта для водосборов и водных объектов.

УДК 556.551

Н.С. Лобода, Ю.С. Тучковенко, О.М. Гриб  
*Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна*

## **ОБГРУНТУВАННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗАХОДІВ ПО ВІДНОВЛЕННЮ СТОКУ РІЧКИ ВЕЛИКИЙ КУЯЛЬНИК З МЕТОЮ СТАБІЛІЗАЦІЇ ГІДРОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ КУЯЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ НА ПОЧАТКУ ХХІ СТОРІЧЧЯ (ДО 2030 Р.)**

Робота виконана співробітниками Одеського державного екологічного університету згідно із договором з Департаментом екології та природних ресурсів Одеської обласної державної адміністрації у рамках НДР “Науково-дослідні роботи з обстеження русла річки Великий Куяльник”.

Актуальність роботи обумовлена необхідністю проведення заходів по запобіганню обмілінню Куяльницького лиману [1], який є відомим рекреаційним та бальнеологічним водним об’єктом України державного значення. Зростання посушливості клімату, яке спостерігається на території Північно\_Західного Причорномор’я, починаючи з “переламного” 1989 року, призвело до всихання лиману і катастрофічного зростання його мінералізації. Вже восени 1992 р. мінералізація води у лимані перевищила допустиме значення 200 г/дм<sup>3</sup>, при якому деякі розчинені солі починають кристалізуватися та випадати в осад. Одночасно з цим спостерігається загибель більшості водних організмів та припиняється процес формування лікувальних пелоїдних грязей. Рівень води щорічно зменшувався на 5-10 см, а мінералізація води, починаючи з 2009р. стала перевищувати 300 г/дм<sup>3</sup>, досягаючи значень 340-420 г/дм<sup>3</sup>. Припинення руйнівного для Куяльницького лиману процесу обміління можливе як за рахунок подачі до лиману морської води з Одеської затоки по трубопроводу “море-лиман” (діє з грудня 2014), так і за рахунок відновлення зарегульованого ставками стоку річок, які впадають у лиман, насамперед, річки Великий Куяльник із площею водозбору 1860 км<sup>2</sup>, що становить 83% від загальної площі водозбору Куяльницького лиману. Саме ця річка у минулому була основним постачальником прісної води до лиману. Вплив іншого джерела надходження прісної води до лиману – атмосферні опади значно менший ніж втрати на випаровування. Повне або часткове відновлення стоку річки Великий Куяльник пов’язане із оптимізацією об’ємів регулювання стоку штучними водоймами, результати якої можуть бути несуттєвими у разі зменшення природних водних ресурсів річки за рахунок потепління.

Основна задача дослідження полягала у визначенні ефективності заходів по повному або частковому відновленню стоку річки Великий Куяльник для забезпечення стабільного рівневого та сольового режимів лиману з урахуванням наслідків можливих кліматичних змін (за кліматичними сценаріями) у найближчі десятиріччя. Наукове обґрунтування перспективності відновлення стоку річки виконано на підставі результатів імітаційного математичного моделювання. У роботі використані такі математичні моделі: модель “клімат-стік”, модель водно-сольового балансу, тривимірна гідротермодинамічна модель Delft3D-FLOW. Імітаційна стохастична модель “клімат-стік” розглядає процес формування водних ресурсів річок у ланцюгу «клімат → підстильна поверхня → водогосподарська діяльність → побутовий стік» та дозволяє використовувати на вході дані кліматичних сценаріїв. Модель водно-сольового балансу Куяльницького лиману використана для прогнозування режимів рівнів та солоності води в залежності від гідрометеорологічних умов та графіку роботи сполучного трубопроводу “море-лиман”. За гідротермодинамічною моделлю Delft3D-FLOW оцінені очікувані у сучасний кліматичний період (до 2030р.) зміни внутрішньорічної просторово-часової мінливості гідрологічних характеристик лиману (рівнів, солоності, температури води) за різних обсягів відновленого річкового стоку та графіку подачі води через трубопровід “море-лиман”.

За моделлю “клімат-стік” визначено, що природний середній багаторічний стік річки Великий Куяльник за розрахунковий період 1989-2014 рр. мав би становити 20,4 млн.м<sup>3</sup>, а

фактично (за даними спостережень) дорівнював  $3,5 \text{ млн.м}^3$ , тобто був на 83% менший. Розрахунки впливу на водні ресурси річки кліматичних змін, які відбулися після 1989 р., показали, що зростання середніх річних температур повітря на фоні мало змінних сум річних опадів, обумовили зменшення стоку лише на 21,5%. Отже, більш ніж на 50% зменшення водних ресурсів лиману пов'язане із водогосподарською діяльністю. Серед розглянутих чинників водогосподарської діяльності на водозборі річки (урбанізація, агролісомеліорації, додаткове випаровування з поверхні штучних водойм, втрати на заповнення штучних водойм, надходження скидних вод) основними визнані втрати на наповнення штучних водойм та додаткове випаровування з водної поверхні. Для визначення основних тенденцій змін кліматичних чинників формування стоку у XXI сторіччі обраний сценарій М10 (з гілки сценаріїв А1В, модель REMO), ретроспективні метеорологічні дані якого у найбільшій мірі відповідають даним спостережень. Вибір розрахункового періоду спирався на аналіз коливань кількісних характеристик кліматичних чинників формування стоку: річних сум опадів та температур повітря. Запропонований розрахунковий період (1989-2030 рр.) містить у собі 4 повних цикли коливань річних опадів. Його початок співпадає із датою початку суттєвих змін температурного режиму на території України (1989 р.). Вибір кінцевого року (2030 р.) обумовлений існуванням переламної точки у різницевих кривих середніх річних температур повітря, побудованих за сценарними даними (1951-2100 рр.). Після 2030 року згідно із розглянутим сценарієм відбудеться суттєве зростання температур повітря, що значуще вплине на умови формування стоку. За результатами розрахунків природного річного стоку за період 1990-2030 рр. середній багаторічний об'єм притоку прісних вод від річки Великий Куяльник до Куяльницького лиману становитиме 19 млн.  $\text{м}^3$ . В результаті імітаційного моделювання були визначені об'єми річного припливу прісних вод від річки Великий Куяльник до лиману при відновленні річного стоку на 75-80% та 90% за рахунок скорочення середніх багаторічних об'ємів заповнення штучних водойм. Відновлення стоку на 90% потребує ліквідації майже усіх існуючих штучних водойм, що буде неможливим реалізувати. Відчутний ефект може бути досягнений при відновленні стоку на 80%. У такому випадку середній багаторічний приплив прісних вод від річки до Куяльницького лиману буде становити  $15 \text{ млн.м}^3$ , тобто буде майже у 3 рази більший ніж тепер. Реалізація запропонованого заходу з відновлення стоку дозволить скоротити період поповнення лиману морською водою з Одеської затоки з 4-5 місяців до 1-1,5 місяців (за метеорологічних умов середнього за водністю типового року сучасного розрахункового періоду). Відновлення стоку річки на 80% здатне забезпечити стабілізацію рівня води в лимані і, в той же час, дозволить зменшити до 10 разів щорічне надходження солей з морською водою у порівнянні із сучасним станом. Відбудеться значне зниження солоності води в північній частині лиману з січня до серпня, а також зменшення максимальних значень солоності в південній та центральній частинах лиману. Середня мінералізація води в лимані буде коливатись в межах сприятливого для регенерації лікувальних грязей діапазону. Для досягнення такого результату необхідно скоротити середній багаторічний об'єм заповнення штучних водойм до  $2 \text{ млн.м}^3$ , зважаючи на те, що сучасний об'єм їх заповнення дорівнює  $15,6 \text{ млн.м}^3$ . Здійснені натурні експедиційні обстеження річок і балок, ставків, водосховищ, копаней та покинутих кар'єрів в басейні річки Великий Куяльник (всього 181 ділянка). Визначені морфометричні та гідрологічні характеристики водойм і водотоків (глибина, довжина, ширина, площа водної поверхні і об'єм води), швидкість течії та витрати води і завислих наносів, товщина шару намулу на дні водних об'єктів (всього більше 2 тисяч показників), досліджений сучасний стан прибережних захисних смуг. За даними топографічних карт та супутникових знімків, а також відомостей про характеристики наявних штучних водойм, розроблені рекомендації щодо оптимізації об'ємів їх наповнення.

#### Література

1. Водний режим та гідроекологічні характеристики Куяльницького лиману / За ред. Лободи Н.С., Гопченка Є.Д. – Одеса, ТЕС, 2016. – 332 с.

УДК 556.012 + 556.522

В.В. Гребінь

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ, Україна*

### **ІДЕНТИФІКАЦІЯ МАЛИХ РІЧОК (ІСНУЮЧІ ПРОБЛЕМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ВИРІШЕННЯ)**

Наближення України до європейських стандартів у галузі управління водними ресурсами передбачає чіткий облік водних об'єктів, зокрема річок. Цей важливий компонент водного фонду повинен підлягати ретельному моніторингу для отримання достовірних даних щодо поточного стану гідрографічної мережі, можливих господарських змін у річковому басейні з метою управління, використання та охороною водних ресурсів. Назріла необхідність виконати типізацію річок районів річкових басейнів України, застосовуючи параметри площ водозборів, що використовуються у Водній рамковій директиві Європейського Союзу (ВРД ЄС, 2000), тобто виконати певний аудит річок, як об'єктів водного фонду цих басейнів, за європейськими критеріями.

У ВРД ЄС закладено наступні параметри площ водозбору при типізації річок:

*малі* - (10-100 км<sup>2</sup>);

*середні* - (100-1000 км<sup>2</sup>);

*великі* - (1,0-10 тис. км<sup>2</sup>);

*дуже великі річки* - понад 10 тис. км<sup>2</sup>.

Зазначені критерії суттєво відрізняються від колишніх радянських підходів, що перейшли у спадок до Водного кодексу України у 1995 р. та увійшли до державного стандарту України ДСТУ 3517-97 «Гідрологія суші. Терміни та визначення основних понять», що введений в дію з 01.08.1997 р. та чинний на сьогодні. У зазначених документах прийнята наступна класифікація річок за площею водозбору:

*малі* – менше 2 тис. км<sup>2</sup>;

*середні* – 2 – 50 тис. км<sup>2</sup>;

*великі річки* – понад 50 тис. км<sup>2</sup>.

Ця класифікація відрізняється суттєво більшими градаціями площ, ніж відповідна типологія річок за ВРД ЄС.

Оцінки, виконані нами (разом із В.К. Хільчевським) у 2016-2017 рр. вперше в Україні за параметрами ВРД ЄС при дослідженнях гідрографічної мережі басейнів річок Рось та Вісла (Західний Буг та Сан) показують, що на території держави при реалізації європейських методичних підходів «з'явиться» багато великих і низка дуже великих річок. За даними О.С. Коноваленко (2017 р.) в Україні є:

1297 *середніх річок* (з площею водозбору 100-1000 км<sup>2</sup>);

161 *велика річка* (1,0-10 тис. км<sup>2</sup>);

26 *дуже великих річок* (понад 10 тис. км<sup>2</sup>).

Отже, сумарна кількість річок трьох верхніх (за ВРД ЄС) градацій в Україні становить 1484 одиниці. Проблемним питанням є кількість річок нижчої категорії (малих), що мають площу водозбору від 10 до 100 км<sup>2</sup>.

Впродовж другої половини ХХ ст., цифра кількості річок в Україні значно змінювалася - від 22197 річок (Матеріали по типизации рек Украинской ССР / Под ред. Г.И. Швеца, 1953 р.) до 72779 річок (Гидрологическая изученность / Томи 5 – 7, 1966-1971 рр.; Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца, 1987 р.), «стабілізувавшись» у 2001 р. – 63119 річок. В цілому, тенденція зростання оціночної цифри кількості річок в Україні пояснюється удосконаленням методичних підходів – залученням великомасштабних карт та матеріалів аерофотозйомки, що дало змогу додати не враховані раніше малі річки. Сумарна оцінка, зазначена у довіднику «Водний фонд України» М.М. Паламарчука та Н.Б. Закорчовної (2001 р.) – всього 63119 річок нараховується в Україні - впродовж останніх років широко використовується науковцями та спеціалістами водогосподарської сфери.

Оціночна цифра 63119 річок (в Україні) на сьогодні, коли розвинуті ГІС-технології та є широкий асортимент космічних знімків, теж вимагає уточнення. Опубліковані в довіднику «Малі річки України» (за ред. А.В. Яцика, 1991 р.), та продубльовані у «Водному фонді України», дані щодо розподілу кількості малих (з площею водозбору до 2000 км<sup>2</sup>) річок України за градаціями площ водозбору викликають сумнів, оскільки протирічать відомим положенням класичної гідрографії.

Ще наприкінці 1940-х рр. Р. Хортон сформулював низку теоретичних положень щодо структури гідрографічної мережі річкових басейнів. Зокрема, кількість водотоків різних порядків в даному басейні утворює ряд, що є близьким до низхідної геометричної прогресії; середня довжина водотоків кожного порядку в даному басейні утворює ряд, близький до висхідної геометричної прогресії; кількість водотоків кожного порядку та їхня середня довжина знаходяться в прямій залежності від порядку водотоку (власне, це положення є наслідком двох попередніх, оскільки є властивим будь-якій геометричній прогресії).

Отже, повертаючись до довідника «Малі річки України», треба відзначити, що за наведеними у ньому даними не спостерігається залежності між кількістю водотоків та площею їхнього водозбору. На нашу думку, для отримання даних про площі водозборів річок довжиною менше 10 км автори використовували метод басейнів-аналогів, а потім за перехідними коефіцієнтами (відношеннями) між кількістю річок певних категорій, середніми довжинами річок кожної категорії та їх площами було визначено площі водозборів річок для окремих територій. Власне, застосування такого способу визначення площ водозборів пояснює, чому в Україні досі відсутній каталог (реєстр) річок довжиною менше 10 км. Певні матеріали, що з'явилися в останні роки в розрізі окремих адміністративно-територіальних одиниць України, не вирішують проблему. Вони містять дані щодо довжини річок та їх кількості, але не дають інформації про їх площі водозбору.

Важливою для дослідження гідрографії малих річок є також проблема відсутності власних назв малих водотоків, а також їхнє пересихання, про що свідчить досвід складання каталогів (реєстрів) малих річок окремих областей України. Зокрема, для водотоків довжиною 5-10 км власні назви відсутні в 40-50% випадків, а для водотоків меншої довжини процент таких випадків зростає до 80-90 %. Для центральної та південної частини України важливим чинником є також пересихання малих водотоків в маловодний період року, що ускладнює їхню ідентифікацію за матеріалами дистанційного зондування земної поверхні. Зокрема, з 1599 малих річок Кіровоградської області - пересихають повністю або частково в меженний період 1178 водотоків (або майже 74%). Важливим є також ідентифікація за матеріалами дистанційного зондування водотоку як річки або каналу (осушувального або зрошувального), оскільки значна частина останніх наразі не експлуатується (особливо канали внутрішньогосподарських мереж).

На сьогодні в Україні склалася ситуація, коли за відсутності даних про площі водозборів річок довжиною менше 10 км, не є можливим здійснити повністю типізацію малих річок (за ВРД ЄС) з площею водозбору градації 10-100 км<sup>2</sup>. Попередній аналіз показав, що «критичною» для площі водозбору 10 км<sup>2</sup> в умовах України є довжина водотоків 4-5 км. Водотоки меншої довжини мають, як правило, менші площі водозборів.

Отже, постає задача визначення гідрографічних характеристик (довжини та площі водозбору, координат витoku та гирла, гідрографічної підпорядкованості) всіх водотоків України довжиною від 4 до 10 км, ідентифікації їх назв, присвоєння їм відповідного коду в межах певного району річкового басейну.

Полегшити це завдання дозволить «Методика ідентифікації малих річок» (автори – В.В. Гребінь, В.Б. Мокін та Є.М. Крижановський), розроблена на замовлення Державного агентства водних ресурсів України у 2018 р.

УДК 556.166.047(282.247.318.044)

Б.Ф. Христюк, Л.О. Горбачова, В.С. Приходькіна  
*Український гідрометеорологічний інститут, м. Київ, Україна***ФАСЕТНА КЛАСИФІКАЦІЯ ГІДРОГРАФІВ ВЕСНЯНОЇ ПОВЕНІ  
РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ**

Басейн річки Південний Буг повністю розташований в межах України і охоплює три фізико-географічні зони: лісову, лісостепову та степову. Кожна з цих зон по різному впливає на формування загального водного стоку р. Південний Буг. Весняна повінь на річках басейну є основною фазою гідрологічного режиму, в яку спостерігаються найбільші впродовж року витрати води. Формування весняних повеней із року в рік визначається мінливістю кліматичних чинників, що призводить до утворення досить різноманітних форм гідрографів. Зазвичай, у гідрологічному прогнозуванні та розрахунках найбільша увага приділяється визначенню таких характеристик весняної повені як найбільша витрата води, об'єм та шар стоку. Разом з цим, у світі в останні 20 років суттєво зросла увага науковців щодо досліджень різноманітних форм гідрографів, які відбивають різні водні режими річки та їхній прояв на гідрологічні, гідробіологічні, гідроморфологічні, гідрохімічні процеси тощо (Ternynck *et al.*, 2015; Phillips *et al.*, 2016). Основою таких досліджень є класифікація гідрографів річки. Групування гідрографів з однаковими формами за класами призводить до кращого розуміння різних гідрологічних режимів річки, особливо у періоди повеней та посух (Ternynck *et al.*, 2015). В Україні такі дослідження залишаються поза увагою науковців, окрім наших робіт (Khrystyuk *et al.*, 2017). Отже, метою роботи є розроблення принципів фасетної класифікації гідрографів весняної повені річки та їхня апробація для р. Південний Буг.

Зазвичай класифікація будь-яких об'єктів відбувається за двома системами: ієрархічною та фасетною. Ієрархічна система є найбільш поширеною не тільки в гідрології, але і в інших сферах. Ієрархічна система встановлює відношення підпорядкування між різними угрупованнями, які утворюються за певними ознаками. При цьому, сукупність одержаних угруповань утворює ієрархічну деревоподібну структуру. Фасетна система класифікації передбачає, що вихідна інформація розбивається на угруповання за незалежними між собою ознаками класифікації – фасетами (Макарова *та ін.*, 2015). Найбільш розповсюдженими методами класифікації гідрографів річки є багатомірний та функціональний аналізи. Зазначимо, що класифікація може бути контрольованою або не контрольованою (Hartigan, 1975). У першому випадку кількість класів відома заздалегідь або вибирається відповідно до обмежень дослідження. В іншому випадку кількість класів є не відомою.

Фасетний метод класифікації винайшов у 1933 році індійський вчений Ш. Р. Ранганатан. Цей метод вирізняється гнучкістю структури, що дозволяє з легкістю вносити будь-які зміни. Саме це й обумовило його широке використання у багатьох сферах. Фасетний метод щодо класифікації гідрографів весняної повені річки полягає у паралельному розділенні заданих гідрографів (об'єктах класифікації) на незалежні групи (класи) за різними ознаками класифікації (фасетами). Кожна фасета містить певні значення характеристик гідрографів весняної повені. В якості характеристик гідрографів весняної повені річки доцільно вибрати ті, що дозволять найбільш детально охарактеризувати форму різноманітних гідрографів. Крім того, бажано, щоб такі характеристики можна легко було отримати з архівних матеріалів. До найбільш вагомих характеристик відноситься найбільша строкова витрата води весняної повені та дата її настання. Не менш важливими відомостями є дати початку та закінчення весняної повені. Отже, можна сформулювати чотири фасети, кожна з яких може набувати по три значення (табл.). Виходячи зі схеми, тобто комбінування ознак за чотирьох фасет маємо 81 клас гідрографів. Такий спосіб класифікації відноситься до контрольованого. Діапазон значень для кожної фасети визначається після статистичної обробки відповідних дат та найбільших строкових витрат води.

Таблиця – Схема побудови фасетної класифікації гідрографів весняної повені

Дата початку повені	Дата найбільшої витрати	Дата закінчення повені	Найбільша строкова витрата води
рання (Р)	рання (Р)	рання (Р)	висока (В)
середня (С)	середня (С)	середня (С)	середня (С)
пізня (П)	пізня (П)	пізня (П)	низька (Н)

Реалізацію вище наведених підходів було виконано для гідрографів весняної повені р. Південний Буг – смт Олександрівка за період 1914-2015 рр. Було використано відомості для 102 гідрографів. Дати початку та закінчення весняної повені та настання найбільшої витрати води розподілені по закону, що є близьким до нормального, а найбільші строкові витрати води мають асиметричний розподіл. Отже, для середнього значення дат початку та закінчення весняної повені, настання найбільшої витрати води прийнято діапазон  $\pm 0,355\sigma$ . Ймовірність знаходження дат у даному діапазоні становить 30%. Дати, які виходять за межі даного діапазону віднесені до ранніх ( $< - 0,355\sigma$ ) та пізніх ( $> 0,355\sigma$ ). Середнє квадратичне відхилення ( $\sigma$ ) для усіх трьох дат становить 6 діб. Для середнього значення найбільшої строкової витрати води прийнято діапазон забезпеченостей 33,3-66,7%. Витрати води, які виходять за межі даного діапазону віднесено до високих ( $< 33,3\%$ ) та низьких ( $> 66,7\%$ ).

Найбільшу чисельність має клас (група) гідрографів весняної повені з пізніми датами початку повені, настання найбільшої витрати води та закінчення повені, а також високими витратами води. До цього класу увійшло десять гідрографів (1917, 1924, 1929, 1932, 1940, 1942, 1952, 1969, 1980, 1996). Значну чисельність має група гідрографів весняної повені з протилежними характеристиками, тобто з ранніми датами початку повені, настання найбільшої витрати води та закінчення повені, а також низькими витратами води. Цей клас об'єднав вісім гідрографів, а саме 1957, 1974, 1990, 1995, 1997, 2002, 2004, 2014 роки. Тридцять один клас мають лише один гідрограф, а двадцять п'ять – поки що жодного. У деякі класи увійшли гідрографи, які спостерігалися як на початку, так і наприкінці ХХ століття. Так, клас, який складається з гідрографів 1921, 1975, 1992, 1994, 2007 років має середні дати початку весняної повені, настання найбільшої витрати води, ранні дати закінчення повені та низькі витрати води.

Розроблена методика класифікації гідрографів весняної повені річки відноситься до фасетної системи класифікації з використанням багатомірного статистичного методу з контрольованою кількістю класів.

### Література

1. Camille Ternynck, Mohamed Ali Ben Alaya and Fateh Chebana, Sophie Dabo-Niang, Taha B.M.J. Ouarda Streamflow Hydrograph Classification Using Functional Data Analysis. *Journal of Hydrometeorology*. 2015. Vol. 17. P. 327-344.
2. Colin Phillips, Kimberly Hill, Chris Paola Quantifying the effects of hydrograph shape and flow transience on coarse sediment bed load transport. *EGU General Assembly 2016. Geophysical Research Abstracts*. 2016. Vol. 18. EGU2016-15171.
3. Khrystyuk B., Gorbachova L., Koshkina O. The impact of climatic conditions of the spring flood formation on hydrograph shape of the Desna River. *Meteorology Hydrology and Water Management*. 2017. Vol. 5(1). P. 63-70.
4. Макарова Н.В., Волкова В.Б. *Информатика: учебник для вузов*. СПб.: Питер. 2015. 576 с.
5. Hartigan J.A. *Cluster Algorithms*. Wiley. 1975. 351 p.

УДК 556.06 + 551.49 + 28.081 + 911.3(075.8)

Ю.С. Ющенко

*Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, м. Чернівці, Україна*

## ВОДООХОРОННІ ЗЕМЛІ

Поділ території держави на землі певного цільового призначення – важливий інструмент планування та управління взаємодією суспільства і природи, управління екобезпекою та природоохоронною діяльністю. Цілі визначають розвиток систем. У даному випадку природно-антропогенних геосистем (ПАС). При плануванні сталого (підтримуваного, збалансованого) розвитку, стратегічному плануванні також визначаються певні цілі. Вони враховують найвищу ефективність функціонування, найвищу якість ПАС. Зокрема, стосовно річок, річкових геосистем такі цілі передбачені Водною Рамковою Директивою ЄС.

Згідно розділу 10 «Порядку денного на ХХІ сторіччя» земля – це фізичний об'єкт, який має свою топографію і територіально-просторові характеристики. Більш точно «земля» означає сухопутну біопродуктивну систему, яка включає в себе ґрунт, рослинність та іншу біоту, і екологічні й гідрологічні процеси, які відбуваються в цій системі. Земля має ряд життєво важливих для людини і біосфери функцій. Цілком зрозуміло, що управління землями повинно бути інтегрованим, тобто враховувати всі обставини взаємодії суспільства і природи, включаючи глибоке розуміння природної першооснови. Той же розділ 10 «Порядку денного на ХХІ сторіччя» рекомендує використовувати екологічне планування ландшафтів (ЛАНДЕП). Воно вже запроваджене у багатьох країнах. Таким чином, дійсно необхідно враховувати у плануванні первинні, природні екосистеми, геосистеми, ландшафти.

Згідно «Земельного кодексу України» та «Водного кодексу України» однією з категорій земель за основним цільовим призначенням є землі водного фонду. Встановлено певні правила визначення їх меж. Зокрема, для річок це «землі, зайняті річками» (стаття 4 Водного кодексу) і, водночас, землі, обмежені прибережними захисними смугами (стаття 88 Водного кодексу). Ці смуги відраховуються від урізу води у межений період і мають ширину від 25 до 100 м. Чи можна погодитися з такою формалізацією і як вона співвідноситься з ландшафтно-геосистемним та екосистемним підходами?

У ландшафтознавстві річкові ландшафти відносять до категорії «земноводних». У теорії інтегрованого управління це відповідає інтегрованому управлінню водними та земельними ресурсами. Як же визначати межі таких ландшафтів? Загальновідомо, що в основі їх формування лежать русловий та заплашний процеси. Тобто по своїй суті, генетично, це гідроморфологічні ландшафти. Тому тут очевидною стає роль гідрологічних руслознавчих досліджень.

Річковий ландшафт – один з ключових у структурі ландшафтів суходолу та у взаємодії суспільства і природи. Він характеризується складним переплетенням інтересів різних галузей господарства, аспектів організації життя людини, інтересів держав, регіонів. Отже, це особлива категорія земель як у природному, так і у соціальному відношенні. І вона потребує особливого цільового планування, управління. У зв'язку з цим можна вважати за доцільне виділення водоохоронних земель, що відповідають річковому ландшафту, сформованому на основі русла і заплави річки. (Подібним чином можна застосувати ландшафтознавчо-геосистемний підхід і для інших земноводних ландшафтів). У цих землях можна виділити певні «ядра», пов'язані з багаторічною смугою руслоформування, водопропускним коридором, системами водопостачання і водовідведення тощо. Інші частини водоохоронних земель можна характеризувати як буферні території. Такий підхід корелює з підходами ЄС, з ідеями розвитку екологічної мережі та сталого розвитку. Категорія водоохоронних земель потребує відповідного обліку, ведення кадастру. Управління цими землями повинно бути централізовано-скоординованим, інтегрованим. Плани управління можуть бути складовою планів управління річковими басейнами, стратегічних планів розвитку.

**CHANGES IN THE LENGTH OF LITHUANIAN RIVERS AND THEIR IMPACT  
ON RIVERS' HYDROLOGICAL REGIME**

Lithuanian river network in the 20<sup>th</sup> century has been intensively transformed. Most of the changes are related to drainage reclamation, which was carried out to a very large extent in the 70s and 80s of 20<sup>th</sup> century. Consequently, the density of the channels' network, the lengths of smaller rivers, the areas of their basins, and the river beds' slope has also been changed. Currently the number of excavated channels and channelled ranges of rivers in Lithuania exceeds number of natural rivers more than 1.5 times. This affected the relationship between different elements of the water balance and the hydrological regime of smaller rivers: the water flows faster into the river bed, the floods become shorter in time and produce more intense changes in the water level, and the low water period begins earlier. The problems have been especially evident in recent years as the seasonal changes in meteorological regime began due to climate change. The aim of this study is to highlight the causes of the changes in the length of Lithuanian rivers, discuss possible influence on hydrological regime of rivers and the key solutions of these issues.

According to the latest data (Valstybės žemės fondas, 2018) there are 62732 km of drainage channels in Lithuania, and the total area of the drained land is 29783 km<sup>2</sup> (> 45% of the country's territory). Reclamation also affected the part of natural river beds: before the beginning of most intensive reclamation in Lithuania there were about 29,000 of such rivers, and now there are only about 22,000. The total length of natural riverbeds has also been changed: during reclamation campaign about 46,000 kilometers of natural river beds have been regulated, therefore the natural origin riverbeds make only about 17% of the total country's river network (Gailiušis *et al.*, 2001). Since 1990 the artificial regulation of natural riverbeds in our country is prohibited.

The anthropogenic impact leads the most significant changes in small and medium-sized (up to 50 km long) river morphometric indicators: not only due the farmland reclamation, but also extension of urban areas and the communication network etc. In particular, great changes took place in the Middle Lithuania Lowland hydrographic network. Here the straightening and deepening of the rivers also affected the parameters of their length, which under natural conditions are quite stable. An analysis of 14 medium-sized rivers within Nevėžis catchment area (one of the most affected by the reclamation in the Central part of Lithuania) showed that from 1959 to 2001 the length of majority of rivers has changed by more than 5% (in 3 rivers, the length changes exceeded 10%). Most of these changes have links to the riverbed modifications during reclamation. This is illustrated by comparison of data taken from different periods: in 1959-1973 (the period of the use of open drainage ditches via excavation) the rivers' length remained almost unchanged; in 1973-2001 (the period of introduction of underground drainage systems) the most of the 10-50 km long rivers have been straightened and modified into trunk ditches, therefore in this period we have apparent shortening of rivers' length. Some rivers, straightened during the early reclamation phase, subsequently (after the failure of state monitoring of drainage systems after 1989) were partially renaturalized and their length has increased again due to meandering.

The data from medium sized rivers does not reflect changes in shorter rivers. A comparison of rivers' cadastral data from Nevežis river basin pointed to another important trend: the shorter rivers length has increased while the longer rivers length - decreased in period from 1959 to 2001. The relative length change of 0-5 km long streams during this period was equal to 1.14; 5.1-10 km long - 1.18; 11-20 km - 0,88; and for longer than 20 km rivers - 0.93. It shows that the upper

reaches of shorter rivers was artificially extended to wetland areas and of the longer rivers - dredged and straightened during the reclamation. Within a few years after reclamation, the small streams with a small riverbed slope became functionally inactive ditches because of leakage of excess water from the wetter relief recessions. As a result, these and the larger rivers often overgrow with aquatic vegetation or completely dry during the droughts and dry periods. Also the poor maintenance of land reclamation systems significantly contributes to the changes of rivers hydrological regime. It is well known that the mean age of the currently used drainage facilities in Lithuania is approximately 45 years, and about 80% of the drainage ditches are assessed as moderately or severely obsolete (Vitukynas, 2015).

The situation is even more complicated by the effects of climate change. The climate change seems to have negligible effect on the annual precipitation rate, however seasonal changes of precipitation are more evident. Maximal precipitation periods on average become shorter, conversely the length of dry periods increased and also is related to more frequent heat waves. A significant decrease in seasonal rainfall in the second half of summer began in the 90s of twentieth century and continues to present time. Such changes is assumed to be caused by a more frequent meridional circulation and blocking processes over the northern and eastern parts of Europe in summer (Rimkus *et al*, 2014). In the second half of winter conversely the liquid precipitation percent has increased due to higher mean surface air temperatures forced by more frequent zonal atmospheric circulation (Stankūnavičius *et al*, 2017). This contributes to the reduction of the snow accumulation and leads to a decrease in spring flood volume. The accompanied shorter soil freezing period in the winter facilitates the greater part of winter precipitation to infiltrate into the ground.

Restoration of river hydromorphological parameters is tightly related to the renaturalisation, which means creating an artificial floodplain and meanders. This approach does not always help to restore the natural hydrological regime of the river, especially if the agricultural land continues to be intensively exploited in the upper reaches of the river basin. Most of the small sized (shorter) drainage ditches and channelized streams does not perform its functions in the upper reaches of river basin: they stay with standing water or are dried up large part of the year. Consequently first of all we should reconsider the use of the poor productivity land in these regions. The most effective ways to change the land use are: 1) encouraging farmers to plant less forest in the infertile lands; 2) the provision of smaller scale drainage systems (located near watersheds) for the care of local farmers. In both cases likely that socio-economic factors force land users to abandon part of their agricultural land, which would increase the level of naturalness of agrarian areas and hopefully restore hydrological regime of severely affected catchment areas.

## References

- Gailiūšis B., Jablonskis J., Kovalenkoviėnė M. (2001). *Lietuvos upės: hidrografija ir nuotėkis*. Kaunas: LEI. (in Lithuanian).
- Valstybės žemės fondas. (2018). *Melioruota žemė ir melioracijos statiniai*. Vilnius: VŽF. (in Lithuanian).
- Vitukynas V. (2015). *Agricultural drainage systems and their maintenance*. Workshop presentation 2015-11-19. Vilnius: The Ministry of Agriculture of the Republic of Lithuania.
- Rimkus E., Kažys, J., Valiukas, D., Stankūnavičius, G. (2014). The atmospheric circulation patterns during dry periods in Lithuania. *Oceanologia*, 56 (2), 223–239. DOI: 10.5697/oc.56-2.223.
- Stankūnavičius G., Basharin D., Skorupskas R., Vivaldo G. (2017). Euro-Atlantic blocking events and their impact on surface air temperature and precipitation over the European region in the 20<sup>th</sup> century. *Climate Research*, 71, 203–218. DOI: 10.3354/cr01438.

УДК 556.166

Є.Д. Гопченко, В.А. Овчарук, М.В. Гопцій, О.І. Тодорова  
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

## СТАТИСТИЧНИЙ АНАЛІЗ ЧАСОВИХ РЯДІВ МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ В БАСЕЙНІ ДНІПРА

З метою статистичного аналізу сучасних вихідних гідрометеорологічних даних по максимальному стоку весняного водопілля в басейні Дніпра авторами дослідження створена інформаційна база за матеріалами режимних видань від початку спостережень на гідрологічних постах по 2015 рік, включно. База вихідних даних містить часові ряди спостережень за максимальними витратами води  $Q_m$  (м<sup>3</sup>/с), шарами стоку  $Y_m$  (мм) і тривалістю  $T_n$  (год.) весняного водопілля по 132 гідрологічних постах Державної служби України з надзвичайних ситуацій, а також по 39 постах у верхів'ях Десни і Сейму, які розташовані на невеликій частині території Російської Федерації, а також часові ряди максимальних запасів води в сніговому покриві  $S_m$  (мм) по даних 75 метеорологічних станцій і постів розглядуваної території (період спостереження 1960-2015 рр.).

Важливим показником гідрологічної вивченості території є тривалість спостережень за стоком на річках. Обрана мережа гідрологічних постів, які розташовані по всій території басейну та мають достатній період спостережень (>15 років), а саме від 16 років (р. Грезля - уроч. Брід) до 127 років (р. Десна - м. Чернігів). Причому ряди спостережень тривалістю від 41 до 80 років мають більшість постів (55,6 %), більше 80 років – 12 постів (10 %), а на 58 постах (33,9 %) гідрологічні ряди достатньо тривалі і становлять 21-40 років. Ряди тривалістю менше 20 років є лише на 6 постах, що становить 3,5 % від загальної кількості. Середній період спостережень становить 50 років. Площа водозборів на річках досліджуваної території змінюється від 6,20 км<sup>2</sup> (лог Райчик - с. Польова Лукашівка) до 459000 км<sup>2</sup> (р. Дніпро - с. Лоцманська Кам'янка).

Відповідно до рекомендацій нормативного документу СНиП 2.01.14-83, статистичні параметри часових рядів стокових характеристик визначались методами моментів і найбільшої правдоподібності, а оцінка однорідності рядів гідрологічних характеристик та їх репрезентативності виконана з використанням відповідних критеріїв (Фішера, Стюдента й Вількоксона) та за допомогою побудови різницево-інтегральних кривих.

Для дослідження однорідності максимального стоку річок в басейні р. Дніпро були використані найбільш тривалі ряди спостережень за максимальними витратами води і шарами стоку (від 50 років до 132 років) по 80 гідрологічних постах. Аналізуючи отримані результати, можна відмітити, що вони, перш за все, не однакові по витратах і шарах стоку весняного водопілля в басейні Дніпра. Так, з 80 рядів по максимальних витратах води на 5 % рівні значущості виявилися однорідними лише 5 (або 6,25 %), а на 1 % - 10 рядів (або 12,5 %). Що стосується шарів стоку весняного водопілля, то тут спостерігається дещо інша ситуація - на 5 % рівні значущості є однорідними 32 ряди (або 40 %), а на 1 % - 48 рядів (або 60 %). Щоб прийняти рішення про подальшу можливість використання статистичних методів необхідно проаналізувати хронологічний хід максимальних витрат води і шарів стоку весняного водопілля та проаналізувати їх циклічність. За вибраними даними були побудовані різницево-інтегральні криві у відносних величинах – модульних коефіцієнтах хронологічних рядів максимальних витрат води та шарів стоку весняного водопілля.

Враховуючи певну різницю у режимах річок досліджуваної території в басейні Дніпра згідно з основними положеннями Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС виділені 4 суббасейни: Прип'яті, Десни, Середнього і Нижнього Дніпра. Отже циклічність стоку водопілля аналізувалась в межах виділених суббасейнів. В цілому, незважаючи на значну кількість неоднорідних рядів, практично всі вони мають повні цикли коливань водності. Ця обставина дозволяє застосовувати надалі статистичні методи для визначення розрахункових параметрів максимального стоку весняної повені.

Здійснений статистичний аналіз та просторовий розподіл шарів стоку і максимальних витрат води показує, що в цілому спостерігається зменшення коефіцієнтів варіації всіх зазначених характеристик при переході з півдня на північ і при збільшенні площ річкових водозборів басейну р. Дніпро. Перевірка величини співвідношення коефіцієнтів асиметрії до коефіцієнтів варіації на нормальність за допомогою критерію Гауса ( $\delta/\rho \approx \sqrt{\pi/2}$ ) підтвердила можливість їх осереднення в межах суббасейнів. Зокрема, для максимальних витрат води співвідношення  $C_s/C_v$  прийнято на рівні 2,5 (суббасейни Прип'яті та Десни) та 2,0 (суббасейни Середнього і Нижнього Дніпра), а для шарів стоку – на рівні 2,5 для суббасейнів Прип'яті, Десни та Середнього Дніпра й 2,0 – для суббасейну Нижнього Дніпра.

Порівнюючи статистичні параметри гідрологічних характеристик (рис. 1, 2) можна відмітити, що коефіцієнти варіації максимальних витрат води весняного водопілля  $C_v(Q_m)$  на 8 % та шарів стоку  $C_v(Y_m)$  - на 3 %, відповідно, більші за оцінки по матеріалах спостережень до 2000 року. В свою чергу, середні значення  $Q_m$  і  $Y_m$  - зменшилися на 7,5 % та 5,5 %, відповідно. Проте, тривалість весняного водопілля залишилася майже незмінною, діапазон коливання від 28 діб (лог Мересьє - х. Олексіївський,  $F = 9,50 \text{ км}^2$ ) до 131 доби (р. Дніпро - смт Лоцманська Кам'янка,  $F = 459000 \text{ км}^2$ ).

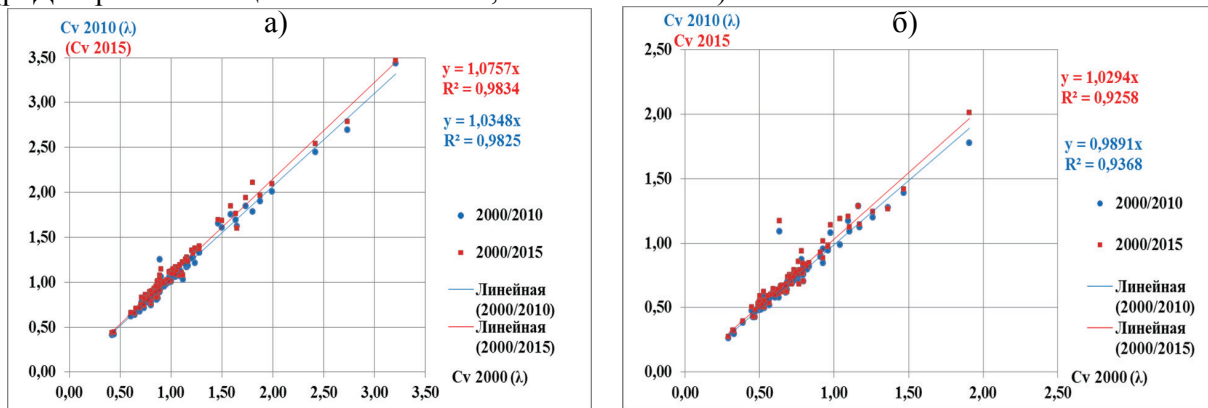


Рис. 1. Порівняння коефіцієнтів варіації часових рядів максимальних витрат води (а) та шарів стоку (б) весняного водопілля в басейні Дніпра, розрахованих за методом найбільшої правдоподібності за різні періоди спостережень

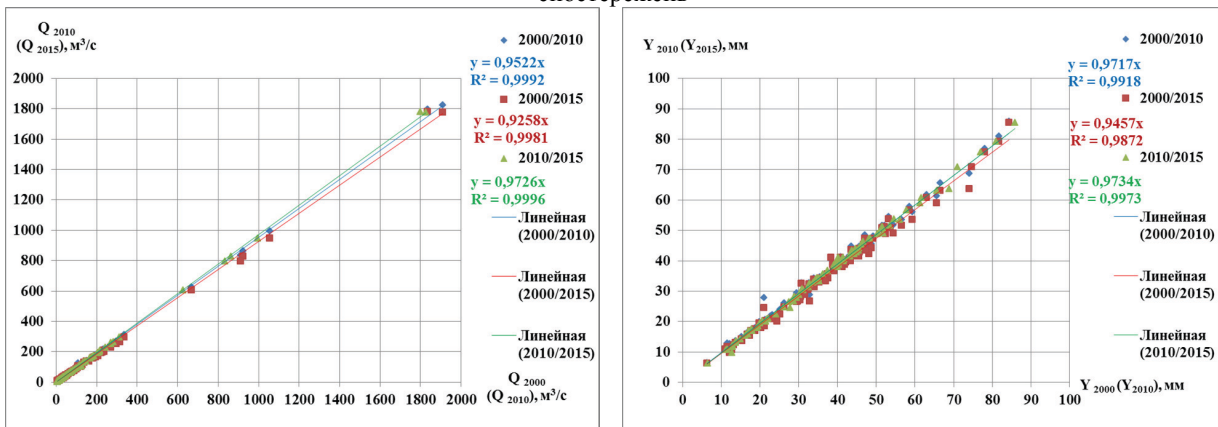


Рис. 2. Порівняння середніх багаторічних значень максимальних витрат води та шарів стоку весняного водопілля в басейні Дніпра, розрахованих за різні періоди спостережень

Таким чином, порівняльний статистичний аналіз показав, що не заважаючи на наявні тенденції до направлених змін різних напрямків у часових рядах стоку весняного водопілля, середні багаторічні значення на даний час є стійкими, також як й інші статистичні характеристики. Наявні відхилення, як в сторону зменшення, так і в сторону збільшення цих параметрів практично компенсують один одного, що призводить до незмінності характеристик рідкісної ймовірності перевищення.

УДК 556.52

О.В. Бірюков

*Харківський гідрометеорологічний технікум ОДЕКУ, м. Харків, Україна***ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК СТРУКТУРИ ТА СТОКУ РІЧКОВОЇ СИСТЕМИ**

Структура річкової системи та її взаємозв'язок з водністю є одним з маловивчених процесів. Виникнення гідрографічної мережі з конкретними кількісними характеристиками, залежить від геологічних, гідрогеологічних, кліматичних, біологічних, екологічних чинників. Інтерес викликають чисельні характеристики, які є у сучасній густоті річкової мережі. Їхній аналіз дозволить математично описати басейн будь-якої річки. З'являється можливість прогнозувати на майбутнє, як зміниться структура річкової системи, а відповідно і водність при будь-якому антропогенному або природному впливах.

Річкова мережа розглядалася нами, як продукт природного та історичного процесу, що відображає розміри кругообігу води в межах її водозбору. Кліматичні фактори, що визначають шар стоку, формуються на схилах водозборів в конкретних фізико-географічних умовах. Приплив води з поверхні водозбору, досягнувши дна долини, формує об'єм води первинної річкової системи, який під дією сили тяжіння рухається у напрямку вектора ухилу річки.

Сформовану сучасну річкову мережу можна розглядати умовно "стійкою". Гідрологічний режим річок та особливості геоморфологічної будови території знаходять своє відображення в деформаціях вже складених русел при умовно незмінному малюнку загальної мережі та окремих його ланок. Указана "стабільність" гідрографічної будови витікає з тієї закономірності, яка вимагає, щоб на формування та підтримку, стійкості потоку витрачалася певна кількість води.

В роботі розглянуто закономірності будови річкових систем. Показані кількісні співвідношення у яких знаходяться річкові системи різних порядків. Встановлені співвідношення показують, що початкова ланка або фундамент річкової системи є притоками першого порядку. Їх кількість та довжина визначаються взаємодією між кліматом і поверхнею землі.

Отримані співвідношення підтверджують, закономірність Р.Е. Хортон, що річки, структуровані складно підпорядковані системи. Кількість приток вищого рівня ієрархії знаходяться в прямій залежності від кількості водотоків попереднього класу. Виходячи з цього, логічно використовувати кількість приток першого порядку  $S_1$  як основу річкової системи в розрахункових схемах визначення водності, а також при математичному, комп'ютерному та екологічному моделюванні річкових мереж.

Фізичний сенс введення цього параметра полягає в наступному очевидному факті. Розглядаючи на географічній карті будь-які дві річкові системи можна помітити, що за інших рівних умов, рівень складності мережі буде тим вище, чим більше число елементарних приток  $S_1$  вона включає. Практично це означає наявність зв'язку між масивністю річкової системи і частотою злиття елементів  $S_i$ . Виходячи з цих міркувань, А.Е. Шейдеггер запропонував використовувати для опису структури річкової мережі параметр  $K$ , який вираховується за формулою:

$$K=1+\log_2 \quad (1)$$

За допомогою цього показника можна порівняти між собою річкові системи різного ступеня складності. Фізичний сенс коефіцієнта  $K$  полягає в описі внутрішньої структури річкової мережі, в той час як густина є валовим показником загального стану насиченості території водними потоками. Нами розрахований цей показник для річкової мережі р. Дністер та р. Сіверський Донець.

В результаті обробки наявних даних про величину середньобагаторічних витрат води, та розрахованого коефіцієнта  $K$ , отримано стійкий взаємозв'язок для двох річкових систем (рис. 1).

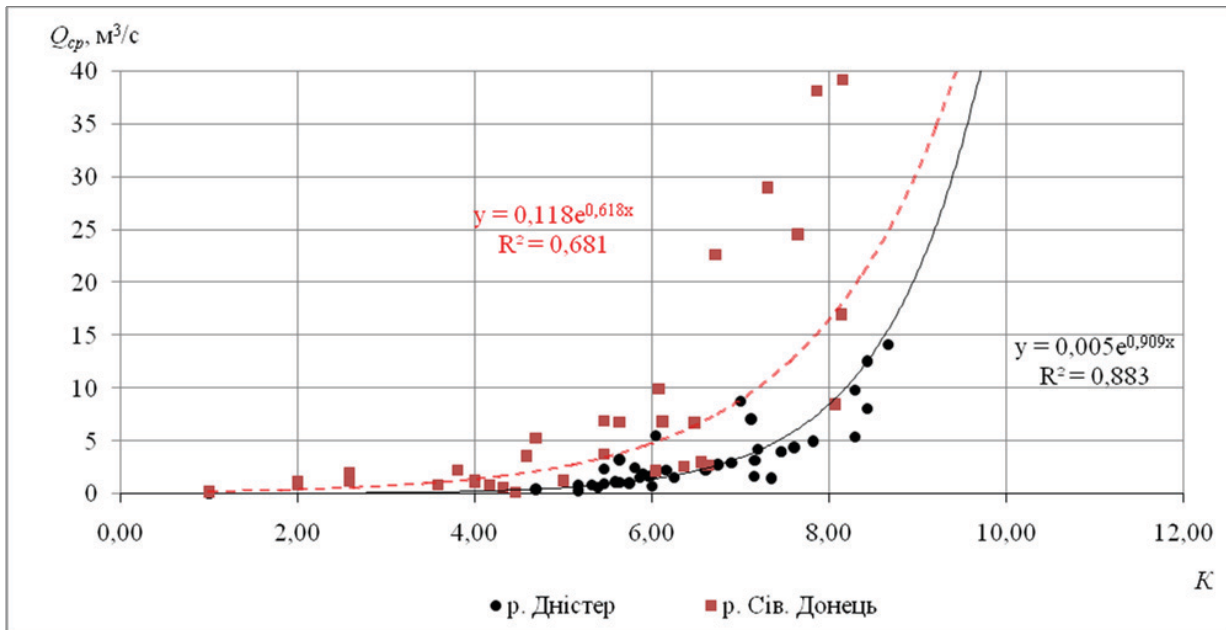


Рис. 1. Залежність середньобагаторічної витрати води  $Q_{cp}$  від коефіцієнта структури  $K$  для басейну р. Сіверський Донець та р. Дністер

Взаємозв'язок між витратами води та структурою можливий, виходячи з того, що для замкнених річкових басейнів, як це впливає з рівняння водного балансу, середньобагаторічний стік є функцією лише гідрометеорологічних факторів – опадів і випаровування. Іншими словами, для басейнів постійно діючих водотоків першого порядку, які живляться тільки поверхневими водами, можна спостерігати приблизну постійність при інших рівних кліматичних умовах. Однак, для річкових басейнів з 3-го порядку, тобто  $S1 \approx 15-16$  або  $K = 5$ , картина змінюється. У цьому випадку, всі або велика частина опадів, що випадають на поверхню басейну і стікає підземним шляхом, перехоплюється глибоко врізаними руслами річок більш високих порядків.

Так як величина підземного стоку та її відношення до величини поверхневого стоку залежать безпосередньо від географічних характеристик ландшафту, типу ґрунтів, рослинності, то для цих басейнів середня величина стоку буде визначатися не тільки кліматичними, але й географічними факторами (ґрунт, рослинність, глибина підземних вод та ін.).

УДК 556.047+556.332.52

О.Л.Шевченко<sup>1</sup>, В.І.Осадчий<sup>2</sup>, В.В.Гребінь<sup>1</sup><sup>1</sup>Київський національний університет імені Тараса Шевченка<sup>2</sup>Український гідрометеорологічний інститут  
ДСНС України та НАН України, Київ, Україна

## **ЗМІНИ РЕЖИМУ ҐРУНТОВИХ ВОД ЯК ПРОЯВ ЗМІН ВОДНИХ РЕСУРСІВ ПІД ВПЛИВОМ ГЛОБАЛЬНОГО ПОТЕПЛІННЯ (НА ПРИКЛАДІ БАСЕЙНУ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ)**

Все більш помітними стають глобальні та регіональні зміни клімату та їх наслідки, що проявляються у змінах режиму поверхневих та підземних вод перших від поверхні водоносних горизонтів. Проте, виконання обґрунтованого прогнозу змін запасів ґрунтових вод є доволі складним у зв'язку з браком довготривалих рядів спостережень, значною кількістю чинників (окрім клімату), що впливають на коливання рівнів ґрунтових вод (РГВ), великою інерційністю реакції їх режиму на зовнішні природні зміни і т. ін. Тим не менш, аналіз режиму ґрунтових вод за останні десятиріччя, з врахуванням відомих закономірностей, дозволяє виділити певні етапи та зробити узагальнений прогноз змін запасів та ресурсів ґрунтових вод.

В останні десятиліття зростання середніх температур приземного повітря за холодний період року в басейні р. Південний Буг виявилось більш значимим, ніж за теплий період. У результаті зимові відлиги почастишали, а глибина сезонного промерзання ґрунтів зони аерації зменшилась на фоні певного збільшення кількості опадів холодного періоду року. Це сприяло участі талого стоку у підвищенні вологості дієвого шару ґрунту і підвищенні інфільтраційного живлення ґрунтових вод, що проявилось у помітному зростанні середньорічних РГВ в басейні р. Південний Буг з 1989 по 2012 рр. За відсутності мерзлого шару, проникнення повітря в ґрунт призводить до врівноваження атмосферного та всмоктуючого тисків у ненасиченій зоні та більш прискореного зниження РГВ після закінчення танення снігу. Підтримання балансу ґрунтових вод при збільшеному інфільтраційному живленні відбувається за рахунок зростання обсягів їх бічного відтоку в річки. Зростання меженого стоку річок, особливо зимового, обумовило збільшення до 2007-2012 рр. середніх річних витрат навіть в басейнах річок, де відбувалось зниження весняного стоку.

До 1986 р. проявляється чітка 10-11 річна циклічність рівневого режиму із повторюваністю маловодних років 90-99% забезпеченості: 1954, 1964, 1974, 1985-1986 рр., що пов'язано із циклічністю атмосферних опадів. Окремі максимуми РГВ (1980-1982 рр.) пов'язані із максимумами сонячної активності. Проте після 1986 р. чітка закономірна повторюваність в режимі рівнів переходить у затяжну (1989-2012 рр.) багатоводну фазу, що можна розцінювати, як наслідок впливу аномальних кліматичних чинників. Цикл високих РГВ, що почався для водоносного горизонту у верхньочетвертинних і сучасних алювіальних відкладах в районі м. Хмільник (Вінницька область) після 1989 р. добре кореспондується із першим зафіксованим в цьому ж році (м/с Гайсин і Любашівка) переходом середньомісячних температур лютого до позитивних значень [1]. Ще більш стрімко зростають середньомісячні температури березня. Перехід талого стоку під час зимових відлиг у підземний стік постав першою причиною зниження стоку річок у період весняного водопілля.

Також, починаючи з 90-х років минулого сторіччя до теперішнього часу простежується тенденція до зменшення запасів води в сніговому покриві (по тих самих метеостанціях) [1], що стало другою причиною зниження стоку річок в період водопілля. Поряд із прискореним спрацюванням запасів ґрунтових вод в зимовий період та подальшим зростанням температури теплого періоду, ці процеси створили передумови переходу до наступного періоду – зниження РГВ.

Після 2006 р. кількість опадів теплого періоду суттєво зменшилась, що, в умовах продовження підвищення середньорічних температур та збільшення тривалості жарких бездощових періодів із зростанням обсягів випаровування призвело до зменшення живлення ґрунтових вод та зниження їх рівнів, яке найбільш відчутно проявилось у 2012-2017 роках. Так, в долині р. Згар (Вінницька обл.) у безнапірному водоносному горизонті верхньоплейстоценових відкладів в 2012 і 2013 рр. середньорічний рівень був найнижчим з початку спостережень і складав, відповідно 1,7 та 1,62 м, при середньобагаторічних рівнях 0,83 м; в заплаві р. Кропивна (м. Немирів) – 1,73 та 1,68 м (також найнижчі рівні за весь період спостережень) [2]. При цьому річна сума опадів була на рівні, або навіть більшою за середньобагаторічні значення [3]. Очевидно, що при збільшенні температури та збереженні кількості опадів, останні більшою мірою йдуть на випаровування, у зв'язку із чим значна частина літніх опадів не досягає рівня ґрунтових вод. В лісостеповій зоні, до якої відноситься верхня частина басейну стоку р. Південний Буг, так звана критична глибина залягання рівня, від якої починається випаровування, складає 2,0-2,5 м, в степовій – 2,5-4,0 м. З глибиною амплітуда коливань РГВ закономірно зменшується, отже зменшується залежність рівня від зовнішніх чинників. Якщо головним чинником є температура, а вплив інфільтрації атмосферних опадів теплого періоду суттєво зменшується, то реакцією режиму ґрунтових вод буде поступове зниження їх рівня до відміток, на яких вплив випаровування не відчуватиметься. Оскільки відбувається просування поясу високих температур, характерних для аридного клімату та степової зони з півдня на північ приблизно до лінії Ямпіль-Умань-Черкаси, то і РГВ в цій частині (на північ від лінії Велика-Михайлівка - Первомайськ – Кропивницький), що раніше відносилась до лісостепу, будуть встановлюватись на нижчих відмітках, характерних для Степової зони. Очевидно, що тип режиму ґрунтових вод у Лісостеповій зоні змінюється з інфільтраційного на випарно-інфільтраційний та випарний, характерний для степової зони. Отже, надалі відбуватиметься зменшення запасів ґрунтових вод, особливо на територіях, де помітні зональні трансформації клімату.

**Висновки:** Глобальне потепління клімату порушує усталеність звичного режиму ґрунтових вод і особливо помітно там, де їх середньорічні рівні перебувають під впливом випаровування (РГВ вище критичних). У змінах режиму та формуванні ресурсів підземних вод в останні десятиріччя проглядають дві фази, пов'язані із глобальними змінами клімату. Перша відрізнялася помітним підвищенням рівнів ґрунтових вод і збільшенням водних ресурсів річок (1988-2012 рр.) на фоні зростання річної суми атмосферних опадів. Більш часті зимові відлиги сприяють живленню ґрунтових вод та посиленню бічного відтоку до річок і збільшенню меженного стоку. Під час другої фази, при збереженні посиленого бічного відтоку в холодний період року, відбувається зниження рівнів та запасів ґрунтових вод, а також зменшення загального водного стоку за незначного зменшення суми атмосферних опадів (з 2013 р. по наш час). При збереженні даної тенденції відбуватиметься і поступове зменшення природних ресурсів підземних вод, у зв'язку із чим під час літньої межени малі річки з незначним базисом ерозії та переважаючим ґрунтовим живленням можуть пересихати. Стік в них відновлюватиметься лише під час короточасних злив. У більш крупних річках, із значним водозбором та глибоким врізанням русла, витрати в меженний період зберігатимуться або, навіть, можуть збільшуватись за рахунок переходу річки на напірне (артезіанське) живлення та пролонговане живлення ґрунтовими водами за рахунок великого розміру водозбору.

### Література

1. Шакірманова Ж.Р., Казакова А.О. Гідрометеорологічні чинники і характеристики весняних водопіль в басейні р. Півд. Буг в сучасних кліматичних умовах. Вісник Одеського держ. екол. унів. – 2015, №19, - С.100-105.
2. Стан підземних вод України 2014. // Щорічник. Держ. служба геології та надр України, К., 2014. – 125 с.
3. Стан підземних вод України. Щорічник. – К.: ДНВП «ГЕОІНФОРМ України», 2018. - 122 с.

УДК 551.577.5

С.В. Клок, А.А. Афтенюк

*Український гідрометеорологічний інститут, м. Київ, Україна***РЕЖИМ АТМОСФЕРНИХ ОСАДКОВ И СНЕЖНЫЙ ПОКРОВ В РАЙОНЕ  
УКРАИНСКОЙ АНТАРКТИЧЕСКОЙ СТАНЦИИ «АКАДЕМИК ВЕРНАДСКИЙ»  
(АНТАРКТИЧЕСКИЙ ПОЛУОСТРОВ)**

По данным [4] за последние два десятилетия Гренландский и Антарктический ледниковые щиты теряли массу (высокая степень достоверности). Ледники продолжали сокращаться практически во всем мире (высокая степень достоверности). Площадь снежного покрова в весенний период в Северном полушарии продолжала сокращаться (высокая степень достоверности). Вероятно, темпы потери массы Антарктическим ледовым щитом в северной части Антарктического полуострова и в секторе моря Амундсена в Западной Антарктике, увеличились в период с 2002 г. по 2011 г. Степень достоверности изменения количества осадков, осредненного по всем районам суши в глобальном масштабе с 1901 г., является низкой за период до 1951 г. и средней - за последующий период. В средних широтах Северного полушария количество осадков, вероятно, увеличилось с 1901 г. (средняя степень достоверности до 1951 г. и высокая степень – после него). Для других широт осредненные по площади долгосрочные положительные и отрицательные тренды характеризуются низкой степенью достоверности. Все это свидетельствует об важности и актуальности гляциологических исследований на сегодняшний день.

В работе проанализирована изменчивость атмосферных осадков и высоты снежного покрова в районе Украинской антарктической станции «Академик Вернадский». В результате, общую изменчивость атмосферных осадков удалось описать немногим меньше 22% - 12,6 % сезонной составляющей и 9% длиннопериодической, тогда как высоты снежного покрова (ВСП) - 58% и 42% соответственно. При этом, на фоне незначительного увеличения длиннопериодической составляющей ВСП, сезонная уменьшается. Выявленные периоды снегонакопления, равные 2,8 года и 11,3 года, указывают на возможное основополагающее влияние на сам процесс таких глобальнозначущих явлений, как солнечная активность и Эль-Ниньо (или Южная осцилляция). 11-летние периоды формирования снежной толщи существенно отличаются по характеру снегонакопления.

Одним из наиболее информативных и ценных источников информации о снежном покрове является его шурфование. Как правило, оно проводится постоянно, с момента образования устойчивого снежного покрова, с целью исследования отдельных его слоев и прослоек: определения их мощности, температуры, плотности, водности, структуры, выявление лавинообразующих горизонтов и других важных характеристик. Анализ стратиграфии снежного покрова, наряду с другими важными характеристиками, дает возможность определить начальные условия формирования, а также дальнейшее его развитие – сезонную динамику, что представляет особую важность при решении отдельных прикладных задач [1-3].

Анализ результатов шурфования снежной толщи в районе Украинской антарктической станции «Академик Вернадский» за период наблюдений 2013-2017 гг. показал следующие результаты. Образование большого количества слоев на начальном этапе формирования снежного покрова можно объяснить частыми и обильными снегопадами – рис.1. По мере накопления снега происходит трансформация его отдельных слоев и прослоек, которая зависит от температуры воздуха, ветрового режима. Некоторые из образованных слоев, особенно на начальном этапе, имеют слабую вертикальную мощность, что в дальнейшем приводит к их деформации в наибольшей степени и постепенному слиянию с более мощными слоями. В период сезонного максимума снега – в конце октября или в ноябре месяце, они являются сформировавшимися, со своей четко выраженной структурой. Достаточно хорошо определяются слои с различной зернистостью, имеет место

закономерное уплотнения снега от поверхности к основанию снежной толщи. Радиационные, термические и ветровые корки наблюдаются на более низких горизонтах, где плотность снега больше. Лавиноопасные слои - меньшей плотности (разрыхленные) небольшой вертикальной мощности можно выделить в каждом из анализируемых шурфов.

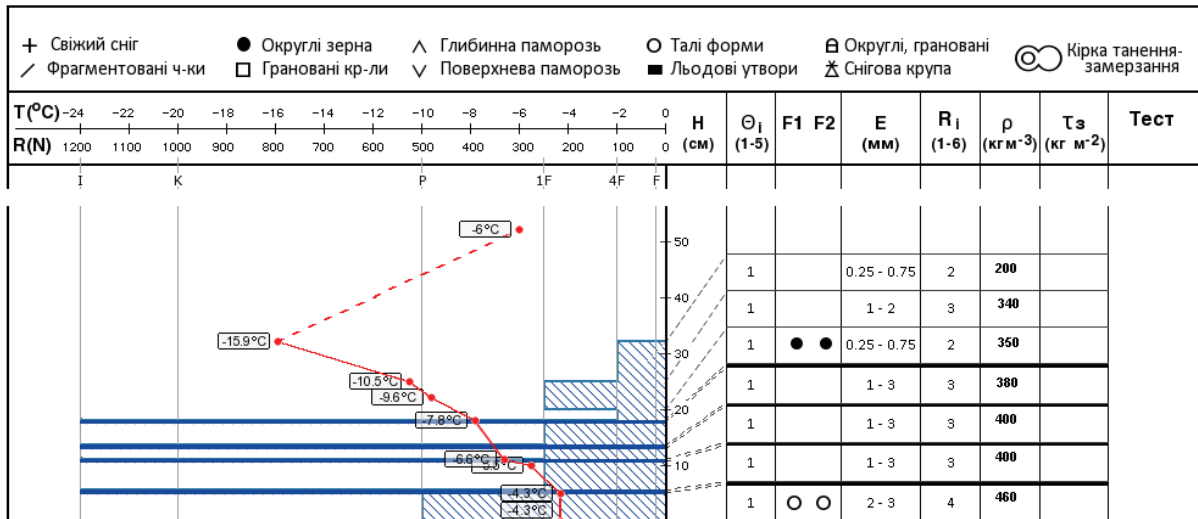


Рис. 1 – Результати шурфування сніжної товщі в районі УАС «Академик Вернадский» 27.05.2017 г.

Анализ суточных приростов снежного покрова, как менее изменчивой (по сравнению с высотой) его характеристики, дал возможность отследить основные временные интервалы образования снежных слоев, выявленных во время шурфования. Средний многолетний суточный прирост высоты снежного покрова демонстрирует зону максимальных значений в июле-начале августа - времени формирования лавиноопасного слоя.

Таким образом, в данной работе получены результаты, которые дают более широкое представление о временном распределении атмосферных осадков и свойствах снега, а также самом процессе снегонакопления в исследуемом районе. Сравнительный анализ показал, часть из них подтверждаются более ранними данными предыдущих Украинских антарктических экспедиций.

### Литература

1. Аверьянов В. Г. Гляцио-климатология Антарктиды / В.Г Аверьянов // Гидрометеоздат. - Л., 1990. - 198 с.
2. Атмосфера. Справочник. /Гидрометиздат. - Л., 1991, - 512 с.
3. Клок С.В. Анализ основных дат и отдельные характеристики снежного покрова в районе Украинской антарктической станции Академик Вернадский. К.: УАЖ, № 15, 2016. – С.35-40.
4. МГЭИК, 2014: Изменение климата, 2014 г.: Обобщающий доклад. Вклад Рабочих групп I, II и III в Пятый оценочный доклад Межправительственной группы экспертов по изменению климата [основная группа авторов, Р.К. Пачаури и Л.А. Мейер (ред.)]. МГЭИК, Женева, Швейцария, 163 стр.

УДК 556.16

В.А. Овчарук, С.В. Івашенко  
 Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

### ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ МОДИФІКОВАНОЇ ОПЕРАТОРНОЇ МОДЕЛІ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ В СУББАСЕЙНІ ДЕСНИ

Згідно з основними положеннями Водної Рамкової Директиви (Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері водної політики) район басейну Дніпра включає 4 суббасейни, одним з яких є суббасейн р. Десна. Суббасейн р. Десна є цілісним, його межа проходить по лінії державного кордону з Республікою Білорусь, Російською Федерацією та через населені пункти по лінії вододілу.

З метою обґрунтування розрахункових характеристик максимального стоку весняного водопілля в дослідженні використанні дані по 46 гідрологічних постах з діапазоном площ водозборів від 6,20 км<sup>2</sup> (лог. Райчик – с. Польова Лукашівка) до 36300 км<sup>2</sup> (р.Десна – с.Розльоти). Слід також відмітити, найбільш тривалий в Україні період спостережень за максимальним стоком весняного водопілля (132 роки) має місце саме в межах досліджуваного басейну, це пост р.Десна – м.Чернігів (рис.1). Як відомо, найбільші катастрофічні водопілля на території України спостерігалися у 1931, 1932 та 1970 роках, що добре ілюструє (рис.1). З іншого боку, окремі локальні максимуми були досить високими в досліджуваному басейні й в інші роки (1908, 1917, 1942 та ін.), але після 1970 року випадків високих водопілля більше не спостерігалось. Така ситуація добре узгоджується з дослідженнями провідних українських вчених-гідрологів, які визначили початок кліматичних змін на більшості території України з 1980-х років.

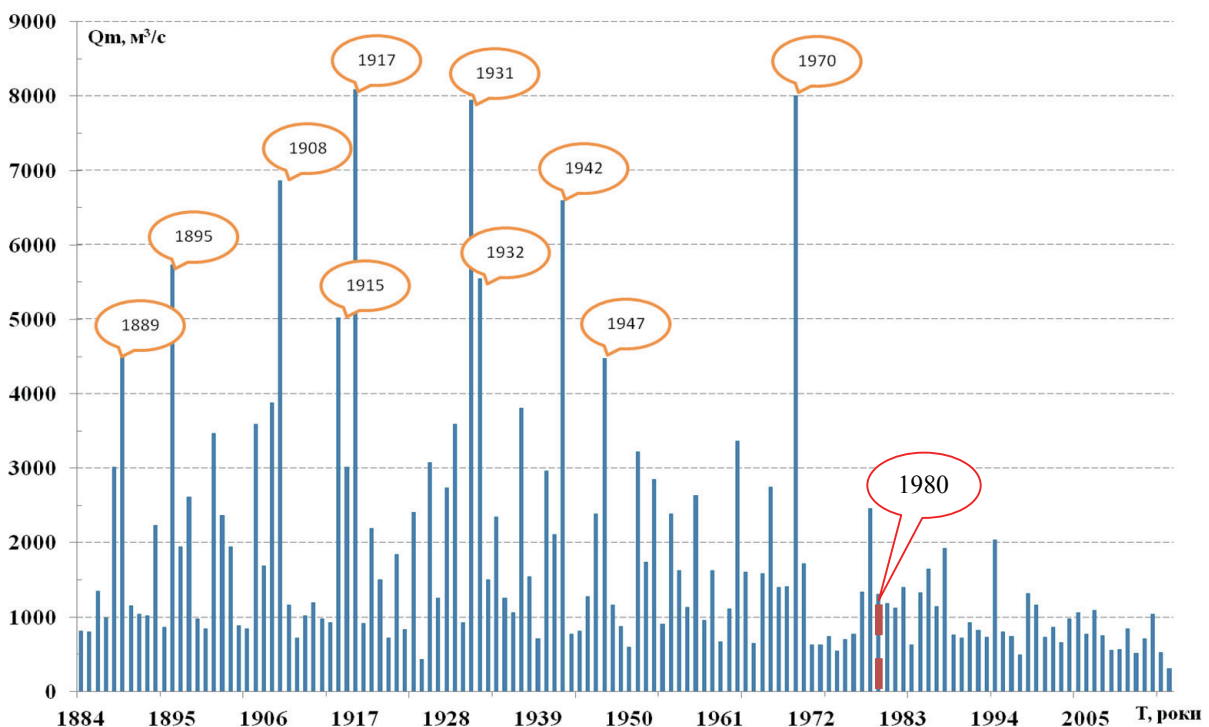


Рис.1. Хронологічний графік витрат води весняного водопілля на р.Десна-м. Чернігів.

В якості розрахункової методики використаний модифікований варіант операторної моделі, який дає можливість враховувати «кліматичні поправки» безпосередньо по максимальних снігозапасах, опадах та коефіцієнтах стоку у період водопілля [1].

З метою обґрунтування регіональних параметрів обраної методики виконана стандартна статистична обробка вихідної інформації. На базі отриманих характеристик розраховані величини стоку заданої забезпеченості ( $P=1,3,5,10\%$ ). Шари стоку одновідсоткової забезпеченості узагальнені по території у вигляді карти та змінюються від 150 мм до 450 мм у широтному напрямку. Оскільки модифікований варіант операторної моделі ґрунтується на використанні даних про максимальні снігозапаси на початок водопілля, то ця характеристика також узагальнена в межах досліджуваного суббасейну. Напрямок ізоліній на отриманій карто-схемі свідчить про убування снігозапасів по мірі зменшення континентальності клімату – з півночі і північного сходу (від 90 мм) на захід і південь (до 50 мм). Коефіцієнти стоку представлені для всієї території у вигляді карто-схеми, а їх значення змінюються від 0,60 до 1,00.

До характеристик схилового припливу відносяться ще два параметри розрахункової схеми: коефіцієнт його часової нерівномірності, який для досліджуваної території осереднений на рівні 18, та тривалість припливу води зі схилів, яка змінюється від 100 до 250 годин.

Ступінь трансформації повенеких вод русловою мережею враховано через трансформаційну функцію, значення якої змінюються в межах від 0,05 до 0,35, а вплив русло-заплавного регулювання через однойменний коефіцієнт, який коливається від 1,00 для малих водозборів та для великих водозборів до 0,20.

Врахування можливих змін клімату виконане з використанням даних регіональної кліматичної моделі RASMO2 та сценаріїв RCP4.5 і RCP8.5 (рис.2).

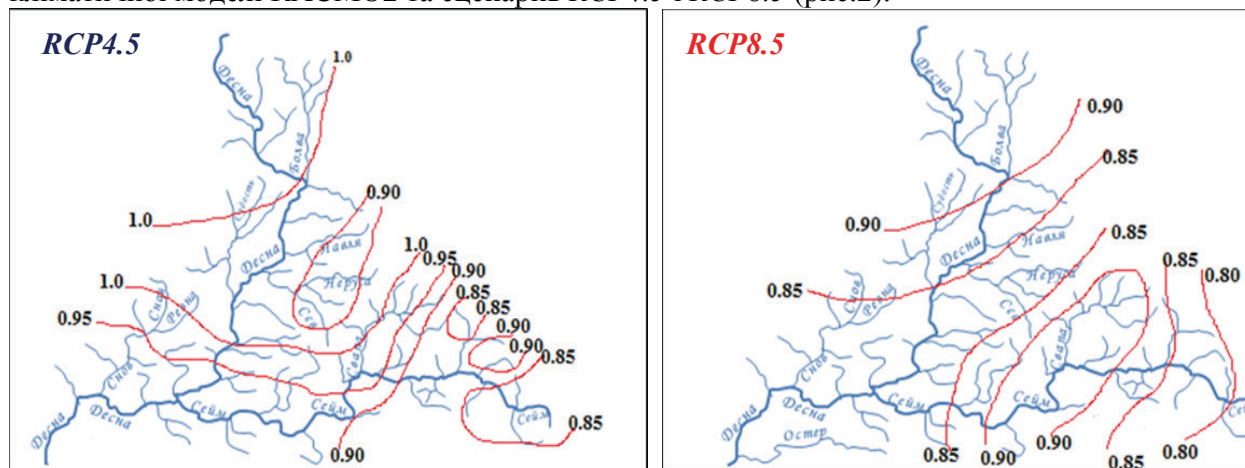


Рис.2. Розподіл коефіцієнтів впливу змін клімату  $k_{зм}$  на максимальні модулі стоку весняного водопілля  $q_{1\%}$  в суббасейні р. Десна, (модель RASMO2) на період 2011-2050 рр. відносно даних до 2010 р.

Аналізуючи отримані результати, слід відмітити, що результати не суттєво відрізняються, а саме - за сценарієм RCP4.5 прогнозується зниженням максимальних модулів весняного водопілля до 2050 року на рівні 5-10%, а за більш жорстким сценарієм (RCP8.5) - 10-15%.

Середньоквадратична похибка розрахунків максимального стоку весняного водопілля з використанням модифікованої операторної методики для річок досліджуваної території складає ( $\Delta=\pm 21,6\%$ ), що дозволяє рекомендувати пропоновану методику для визначення максимальних витрат весняного водопілля в суббасейні р.Десна в якості регіональної.

#### Література:

1. Овчарук В.А., Гопченко Є.Д. Сучасна методика нормування характеристик максимального стоку весняного водопілля рівнинних річок України // Український географічний журнал. 2018. Вип.2. С.26-33. <https://doi.org/10.15407/ugz2018.02.026>

УДК 556.53.012; 627.152[11+12+153]

О.С. Коноваленко, Є.В. Василенко, О.В. Кошкіна, Ю.Б. Набиванець  
*Український гідрометеорологічний інститут, м. Київ, Україна*

## **ПІДХОДИ ДО ГІДРОМОРФОЛОГІЧНОГО ОЦІНЮВАННЯ МАСИВІВ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД КАТЕГОРІЇ «РІЧКИ» В ЄВРОПЕЙСЬКИХ КРАЇНАХ**

Відображенням змін в законодавстві України та реформування системи управління водними ресурсами стало прийняття Постанови Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 р. № 758 про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод, який почне діяти в Україні з 1 січня 2019 року та запровадить нову європейську систему моніторингу водних ресурсів. Згідно Постанови, програма державного моніторингу вод повинна містити інформацію щодо біологічних, фізико-хімічних та гідроморфологічних показників.

Таким чином, розроблення методик гідроморфологічного моніторингу масивів поверхневих вод (МПВ) для категорії «Річки» є актуальною задачею ДСНС України. Деякі країни спираючись на керівні стандарти гідроморфологічного моніторингу та визначення ступеню зміни гідроморфології річок (BS EN 14614:2004 та BS EN 15843:2010) розробили національні підходи до гідроморфологічного моніторингу.

Метою роботи є аналіз методик та протоколів оцінки гідроморфологічного стану масивів поверхневих вод категорії «Річки» країн Європи, таких як: Данія, Австрія, Великобританія та Ірландія, Німеччина, Франція та Словаччина. На основі доступної інформації узагальнено основні аспекти методик та протоколів оцінки гідроморфологічних показників, підходів до польових досліджень та обробки даних, якими на сьогодні користуються у різних країнах Європи, та представлені їх спільні та відмінні риси.

Гідроморфологічний стан МПВ для категорії «Річки» встановлюється за набором показників, які описують сучасний стан русла річки, його берегів, та прилеглу територію річкової долини.

*Кількість показників.* Кількість гідроморфологічних показників, що включені до протоколів оцінки, різняться між методиками країн Європи. У Данії оцінюють найменшу кількість гідроморфологічних показників – 20, у Великобританії найбільшу – 200 різних показників. Французький та австрійський підходи включають в себе вимірювання гідрологічних змін, які ґрунтуються на аналізі спостережень за гідрологічним стоком. Бальна оцінка та кількість категорій досліджень також відрізняються між країнами.

У Великобританії використовують декілька розрахункових показників, але жоден із них не включений у загальну оцінку гідроморфологічного стану масиву поверхневих вод. Датська методика включає в себе змінність ширини, як єдиний показник, що потребує вимірювання.

*Показники заплави.* Характеристики заплави є невід'ємною частиною протоколу оцінки МПВ, оскільки, біологічний стан річки безпосередньо залежить від взаємодії між потоком та долиною річки.

У Європейських протоколах гідроморфологічної оцінки до показників заплави відносяться структура рослинності та наявність штучних споруд у межах заплави, які зменшують площу можливого затоплення. Зазвичай, за допомогою цих показників оцінюється ступінь зміни природності заплави. У Данії інформація щодо показників заплави є додатковою і не враховується при загальній оцінці зміни гідроморфологічного стану МПВ категорії «Річки».

*Показники, що характеризують береги.* Характеристики берегів оцінюються в полі та одночасно фіксуються зміни природної ерозії та типів донних відкладів у руслі. Крім того, оцінюючи структуру рослинності, дослідник отримує важливу інформацію щодо природності поперечного перерізу русла та характеру рослинності прибережної зони. Таким

чином, у протоколи гідроморфологічної оцінки МПВ включені всі показники, що характеризують береги, в тому числі, рослинний покрив та інформація щодо поперечного перерізу русла. Крім того, в цьому блоці фіксують наявність споруд, які захищають береги від розмиву.

*Форма русла в плані / Зміна русла.* У методиках Німеччини, Австрії та Словаччини історична інформація щодо довжини річки та форми її русла в плані є необхідною для встановлення ступеню змін русла. Ці дані отримуються зі старих карт. У Данії не визначають референційні умови для такого показника, як форма русла в плані, але оцінюється ступінь звивистості русла та наявність руслових форм.

*Поперечний переріз русла.* Цей показник дозволяє встановити зміни поперечного профілю річок. У датському протоколі виділяють чотири типи поперечного перерізу: від природного до сильно зміненого. Подібну градацію використовують і в інших методиках. Її зазвичай поєднують із показником глибини та ширини. Змінність ширини русла вздовж річки є одним із головних індикаторів зміни її морфології. Відповідно до цього, у Датську методику включено вимірювання ширини річки в 10 поперечних перерізах. В інших методиках (Великобританія, Німеччина та ін.) фіксуються морфологічні характеристики русла і після підрахунку загальної оцінки, суб'єктивно визначається ступінь їх варіювання.

*Донні відклади та водна рослинність.* Відклади (субстрат) та їх змінність фіксуються у більшості протоколах гідроморфологічної оцінки МПВ. У Словацькому протоколі субстрат не оцінюється; у Німеччині відмічається наявність штучного субстрату. В інших країнах присутність декількох видів донних відкладів є ознакою доброго гідроморфологічного стану річки.

До протоколів країн з рівнинними річками, таких як: Великобританія, Данія та Франція та ін., входить показник оцінки водної рослинності.

*Неперервність річки.* У більшості протоколах Європейських країн оцінюється наявність поперечних споруд у руслі річки, які перешкоджають вільній течії потоку, транспорту наносів та міграції фауни та флори. Наявність таких споруд фіксується в межах всього масиву поверхневих вод. І, в залежності від ступеню впливу таких споруд, присвоюється значення балу оцінки. Деякі протоколи оцінки використовують низку гідроморфологічних показників, які допомагають визначити ступінь порушення повздовжньої неперервності потоку в річці: наявність поперечних споруд (наприклад, гребля), змінність стоку та загаченість.

*Гідрологічний режим.* Вимірювання показників гідрологічного режиму входить до системи гідроморфологічного оцінювання в Австрії та Франції. Значення цих показників визначається за багаторічними гідрологічними рядами з гідрологічних постів в межах території досліджень. У німецькому та словацькому протоколах оцінки гідроморфологічного стану МПВ гідрологічна мінливість визначається за допомогою польових спостережень та консультації із землевласниками. До словацького протоколу включено додаткові гідрологічні дані, які описують роботу ГЕС. У Великобританії для оцінки змін гідрологічного режиму додатково обстежують «лінію сміття» та наявність споруд на території заплави. До датського протоколу не входить оцінка гідрологічного режиму.

Зроблений аналіз підходів до гідроморфологічної оцінки річок країн Європи дозволить вченим-гідрологам розробити методику гідроморфологічного моніторингу масивів поверхневих вод, яка буде враховувати гідроморфологічні особливості річок України.

УДК 551.5(083.74)+556(083.74)

В.О. Манукало<sup>1</sup>, Н.К. Голеня<sup>2</sup>, Л.Г. Ковальська<sup>1</sup><sup>1</sup>Український гідрометеорологічний інститут, м. Київ, Україна<sup>2</sup>Український гідрометеорологічний центр, м. Київ, Україна

## СТАНДАРТИЗАЦІЯ ІНФОРМАЦІЇ ПРО ЕКСТРЕМАЛЬНІ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНІ ЯВИЩА – СКЛАДОВА ЧАСТИНА УДОСКОНАЛЕННЯ УПРАВЛІННЯ РИЗИКОМ СТИХІЙНИХ ЛИХ

**Вступ.** Стихійні природні лиха різного походження, навіть в сучасному високотехнологічному суспільстві розглядають як один з вагомих чинників, які стримують соціально-економічний розвиток. Серед природних стихійних лих найбільш розповсюджені, зокрема в Україні, такі, що зумовлені факторами гідрометеорологічного походження. Так, у щорічному звіті Всесвітньої метеорологічної організації (ВМО) за 2016 рік наведені дані, що 97% природних стихійних лих, які відмічались в 2015 році, були спричинені гідрометеорологічними умовами та призвели до збитків на суму близько 97 млрд. доларів США.

Одним з пріоритетних напрямків діяльності ООН є програма із зменшення ризиків стихійних лих. В основу цієї програми покладено принцип - переходу від політики подолання наслідків стихійних лих до створення ефективного інструментарію завчасного їх попередження, тобто зосередження зусиль та ресурсів на попередженні створення нових ризиків, зменшенні існуючих та зміцненні стійкості суспільства до прояву цих ризиків.

У вирішенні цієї проблеми одне з ключових місць належить національним гідрометеорологічним службам, інформація, прогнози та попередження яких є важливою складовою систем раннього сповіщення про загрозу виникнення стихійних природних лих гідрометеорологічного походження. Діяльність щодо участі у міжнародних зусиллях, спрямованих на зменшення ризику стихійних лих, є одним із пріоритетних напрямків роботи ВМО. Так, 17-им Всесвітнім метеорологічним конгресом (травень 2015 р.) було прийнято резолюцію №9, якою передбачено провести роботи із «...стандартизації представлення небезпечних явищ, пов'язаних з погодою, водою, кліматом, космічною погодою, а також інформації про ризики, що викликані цими явищами, та розробити ідентифікатори для каталогізації екстремальних гідрометеорологічних явищ, включаючи прийняття «унікального ідентифікатора» (англ. мовою – «unique identifier») для кожного явища, що дозволить стандартизувати опис (каталогізувати) явища, та встановити їх зв'язок із збитками, які вони зумовлюють...».

Протягом 2015-2017 рр. експертами, залученими ВМО для виконання цієї роботи з національних гідрометеорологічних служб країн світу, зокрема з України, було розроблено загальні принципи та конкретні рішення щодо каталогізації екстремальних гідрометеорологічних явищ, тобто стандартизації всього процесу ідентифікації, опису в просторі та часі розповсюдження екстремальних гідрометеорологічних явищ, а також оцінювання викликаних збитків, які зумовлені цими явищами.

На 17-ій сесії Регіональної асоціації - VI (Європа) ВМО (лютий 2018 р.) були прийняті рішення: а) провести продовж 2018 р. *тестування запропонованого підходу до каталогізації гідрометеорологічних явищ, які мають високий ступінь впливу*, з використанням стандартної топології каталогізації подій, які мають високий ступінь впливу; б) призначити універсальний унікальний ідентифікатор (UUID) у якості засобу фіксації явищ та встановлення зв'язку з даними про втрати та збитки, які збирають відповідні уповноважені органи. Отримані результати та рекомендації стосовно доцільності введення в оперативну практику запропонованого підходу повинні бути розглянуті під час роботи 18-го Всесвітнього метеорологічного конгресу в 2019 році.

В липні 2018 р. відбулась робоча зустріч експертів з національних гідрометеорологічних служб країн Європи (Бельгія, Велика Британія, Італія, Кіпр, Нідерланди, Німеччина, Норвегія, Румунія, Туреччина, Україна, Фінляндія, Франція), які дали згоду брати участь у тестуванні, а також представників Секретаріату ВМО, під час якої було розглянуто та погоджено методологічні та організаційні питання щодо проведення тестування.

**Метою доповіді** є представити основні цілі та завдання, а також методологію проведення каталогізації екстремальних гідрометеорологічних явищ та особливості її застосування в Україні.

**Викладення основного матеріалу.** *Загальні організаційні принципи виконання тестової фази.* Запропонована методологія передбачала дотримання наступних принципів: а) кожна країна залишає за собою право власного способу фіксування та попередження про стихійне явище; б) не передбачено об'єднання стихійних явищ в групи за видом (метеорологічні, гідрологічні, кліматичні тощо); в) не потрібно описувати стихійні явища у якісних показниках (екстремальні, сильні, високі); г) формулювання стихійних явищ узгоджується із Загальним протоколом попереджень (англ. мовою - «Common Alerting Protocol -CAP2.0»), щоб уникнути дублювання, плутанини та невірної тлумачення.

Робота з каталогізації гідрометеорологічних явищ здійснювалась спільно фахівцями Українського гідрометеорологічного інституту та Українського гідрометеорологічного центру на основі узгодженої процедури ідентифікації та реєстрації у відповідному форматі інформації про екстремальні гідрометеорологічні явища, які класифікуються згідно прийнятої в Україні класифікації як «небезпечні» та «стихійні».

*Процес каталогізації.* Коли формування гідрометеорологічного явища очікується в певному районі країни, починають заповнювати відповідні форми. Інформація вміщує дані про: а) дату та час складання попередження; б) орієнтовний очікуваний час початку та закінчення явища, в) адміністративну територію/площу, на якій передбачається формування явища; г) опис характеристик явища; д) цифровий 32 значний код уніфікованого унікального ідентифікатора, який повинен бути сформований та прийнятий для кожного явища з початку його запису. Для цієї цілі використовують програмне забезпечення, розміщене на сайті: [www.uuidgenerator.net](http://www.uuidgenerator.net).

Опрацьована інформація у вигляді заповненої в EXCEL табличної форми направлялась до Європейського регіонального кліматичного центру (ЄРКЦ), який функціонує при Німецькій службі погоди. У випадку, коли спостерігались більш довготривалі явища, спочатку до ЄРКЦ надсилались записи про початок/продовження явища, а після його закінчення, остаточний запис. У процесі подальшого аналізу на регіональному рівні визначались каскадні аспекти явищ, які спричинені факторами того ж походження: циклонічна діяльність, антициклонічна діяльність або конвективні процеси.

*Координація виконання, моніторинг та оцінювання тестової фази.* ЄРКЦ визначено відповідальним за технічну координацію тестової фази, включаючи інтеграцію зібраної інформації від країн, її консолідацію в регіональну базу даних, а також за об'єднання декількох явищ в одне регіональне явище, яке відповідає їх походженню.

Оцінювання результатів виконання роботи буде зроблено в три етапи. На першому етапі, який передбачено завершити до січня 2018 р. будуть визначені проблемні питання, що виникли в процесі роботи. Це дозволить доопрацювати документ з проведення каталогізації та намітити шляхи їх подолання. До квітня 2019 р. проект керівного документу повинен бути представлений в Секретаріат ВМО.

В доповіді розглянуто ряд особливостей проведення роботи з каталогізації, властивих для України, які віддзеркалюють сучасний стан технологічного оснащення гідрометеорологічних організацій ДСНС України.

УДК 556.165

Ю.В. Філіппова

*Український гідрометеорологічний інститут, м. Київ, Україна*

## **ОЦІНКА БАГАТОРІЧНИХ КОЛИВАНЬ СТОКУ ВОДИ РІЧОК БАСЕЙНІВ ПРИП'ЯТІ ТА ДЕСНИ В МЕЖАХ УКРАЇНИ (ІЗ ВИДІЛЕННЯМ ГРУП)**

Багаторічні коливання стоку представляють собою зміни водності річок басейну досліджуваного регіону за багаторічний період. Для точності дослідження норми стоку необхідно дослідити циклічність коливань стоку річок. Для дослідження стоку та виконання відповідних розрахунків було використано дані по 38 гідрологічним постам (28 пунктів спостережень на річках басейну Прип'яті: Вижівка, Турія, Стохід, Стир, Іква, Горинь, Случ, Уборть, Уж, Норин; 10 - на річках басейну Десни: Убідь, Сейм, Клевень, Снов, Білоус та ін.).

Оцінка коливань річного стоку виконана за допомогою різницевих інтегральних кривих по середнім річним витратам води за весь період спостережень. За результатами дослідження виявлено досить чіткі закономірності у чергуванні багатоводних та маловодних періодів на постах обраного регіону, що й дало, власне, можливість згрупувати їх.

В основу критеріїв виділення груп річок у межах досліджуваного регіону покладено:

- 1) географічне положення;
- 2) річковий басейн;
- 3) циклічність коливань стоку.

I група. За фізико-географічним районуванням виокремлена територія відповідає області Волинського Полісся. До її складу входить більша частина Волинської та північно-західна частина Рівненської області. Основними фізико-географічними особливостями Волинського Полісся, які відрізняють його від інших поліських областей, є наявність крейдових порід, що залягають під четвертинними відкладами, значний розвиток льодовикових форм рельєфу, наявність карсту, більш теплий і вологий клімат, значна поширеність боліт і заболочених земель, більша лісистість, яка досягає 45 % всієї площі області.

До цієї групи річок відносяться: Прип'ять, Вижівка, Турія, Стохід, Стир, Радоставка та Іква. Тут помічені синхронні та синфазні коливання стоку води. Точка верхнього екстремуму виділяється в часі доволі точно. Саме в період з 1981-1982 рр. відбувається перехід від тривалої багатоводної фази до маловодної, що спостерігалася до 1997 р., а її тривалість в середньому складала 15 років. Особливо чітко далі виокремлюється довготривале збільшення водності з незначними флуктуаціями, що спостерігається з кінця 90-х рр. XX століття і помітне на річках I групи дотепер.

II група. Просторово ця територія відноситься до області Житомирського Полісся і займає більшу частину Житомирської і східну частину Рівненської адміністративних областей. Особливість природного середовища виявляється в більш високому гіпсометричному положенні (180-200 м), будові й глибині розчленування рельєфу, гідрологічних і гідрогеологічних особливостях, меншій заболоченості й залісеності порівняно з іншими поліськими областями. Клімат Житомирського Полісся за своїми особливостями займає проміжне положення між більш вологим і теплим кліматом Волинського Полісся і більш континентальним кліматом східних областей. З усіх поліських областей Житомирське Полісся найменш заболочене. Великі болотні масиви поширені лише на північному заході й півночі області.

До цієї групи річок відносяться: Горинь, Устя, Вирка, Случ, Тня, Смілка, Льва та Уборть. Аналізуючи суміщені різницеві інтегральні криві за фазами водності, не можна не помітити подібні тенденції ходу цих кривих у порівнянні з річками I групи. Однак, за ступенем синхронності та синфазності своїх коливань вони дещо відрізняються, а переломні точки зміщені у часі на декілька років. Так, перехід від багатоводної до маловодної фази відбувається в період вже з 1983-1984 рр., а наступні маловодні і багатоводні періоди супроводжуються

значними флуктуаціями. Слід відмітити, що водність деяких приток не співпадає із загальними тенденціями водності інших річок.

ІІІ група. Київське Полісся розташоване між Житомирським і Чернігівським Поліссям. Поверхня Київського Полісся - це акумулятивна низовина з панівними абсолютними висотами 120-170 м. Кліматичні умови області мають типові поліські риси. Розораність території сягає 36,8 %. Внаслідок Чорнобильської катастрофи 1986 р. значні площі сільськогосподарських угідь, лісових масивів, водних об'єктів Київського Полісся виведено з господарського використання у зв'язку із забрудненням радіоактивними елементами.

До ІІІ групи річок відносяться: Уж та Норин (басейн Прип'яті). На річках Київського Полісся яскраво помітні асинхронні коливання, внаслідок локальних природних та штучних агротехнічних причин, проте точка верхнього екстремуму виділяється на графіках доволі чітко і показує перехід від багатоводної фази до маловоддя, яке на г/п Коростень триває і досі.

ІV група відповідає території Чернігівського Полісся. Це фізико-географічна область зони мішаних лісів, яка розташована в межах Дніпровсько-Донецької западини, що значною мірою зумовило її фізико-географічні особливості. За характером рельєфу Чернігівське Полісся - акумулятивна низовина зі значними площами сучасних і давніх річкових долин. Клімат можна охарактеризувати як помірно континентальний, зі значним зволоженням протягом року. Порівняно із західними областями Чернігівське Полісся вирізняється більшою амплітудою річних температур, нижчими зимовими температурами, більшою тривалістю періоду зі сніговим покривом.

Заболоченість Чернігівського Полісся досить велика. Площа торф'яних боліт становить понад 4,5 % всієї території. Особливістю природних умов Чернігівського Полісся є поширені місцями засолені ґрунти. Ці ґрунти приурочені до лесових "островів" на терасах з близьким до поверхні рівнем ґрунтових вод. Лісистість Чернігівського Полісся найменша порівняно з іншими поліськими областями і становить 15-18 %.

До ІV групи річок відносяться: Десна, Убідь, Снов і Білоус. На річках цієї групи добре помітні синфазні, а в окремих випадках навіть синхронні коливання. Точки верхніх і нижніх екстремумів співпадають в часі. Наприклад, починаючи з 1977-1978 рр. на всіх постах досліджуваної території відмічається початок довготривалої багатоводної фази (20 років), яку змінює не менш тривале маловоддя.

Остання V група представлена природною областю Новгород-Сіверського Полісся, розташованою на крайньому сході Придніпровської низовини та на зниженому схилі Середньоросійської височини, у межах Чернігівської та Сумської областей. Ландшафтні особливості Новгород-Сіверського Полісся зумовлені особливостями геолого-геоморфологічних умов - поширенням крейдових відкладів, що виходять у багатьох місцях на денну поверхню, незначною потужністю антропогенних відкладів, значною глибинною (до 100 м) і густотою ерозійного розчленування поверхні (густота яружно-балкової сітки подекуди перевищує 1 км/км<sup>2</sup>), незначною глибиною залягання ґрунтових вод та більш континентальним кліматом (порівняно з іншими областями зони).

До цієї групи належать річки: Десна (г/п Розльоти), Івотка, Головесня, Сейм і Клевень. Як і на кривих, що характеризують коливання водності річок попередньої групи, тут чітко виділяються і майже співпадають у часі точки екстремумів, проте не завжди прослідковується абсолютна синхронність та синфазність. Тривалість чергування фаз водності зменшена у часі і ускладнюється флуктуаціями.

Таким чином, в результаті виконання відповідних розрахунків межах досліджуваної території було виявлено досить чіткі закономірності у чергуванні багатоводних та маловодних періодів. На фоні попереднього фізико-географічного аналізу та детальної природної характеристики регіону виникла можливість розподілити річки Українського Полісся на 5 груп. Кожна з груп річок була описана за відповідними критеріями групування та картографована із врахуванням належності до річкового басейну. Суміщені погрупно різниці інтегральні криві дали змогу порівняти циклічність коливань річного стоку, а також виявити як закономірності, так і помітні відмінності їх ходу.

УДК 551.573

С.В. Будник

*Институт водных проблем и мелиорации, г. Киев, Украина*

**ОСОБЕННОСТИ НЕКОТОРЫХ СОСТАВЛЯЮЩИХ  
ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА БАССЕЙНОВ РЕК  
ЗАПАДНОГО БУГА И ПРИПЯТИ В УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА  
И АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ**

Территория Западного Буга и Припяти расположена в двух природных зонах лесостепной и зоны смешанных лесов, что определяет особенности гидрологического режима рек на ней. Исследования метеорологических характеристик данной территории показывают тенденцию к росту, как температуры воздуха, так и осадков. Испарение с поверхности воды и почвы также показывают тенденцию к увеличению, что не однозначно отражается в изменении хода гидрологических характеристик водных объектов территории. На части бассейнов рек среднегодовой сток воды в реках во времени имеет тенденцию к росту, а на части, наоборот, уменьшается (рис. 1).

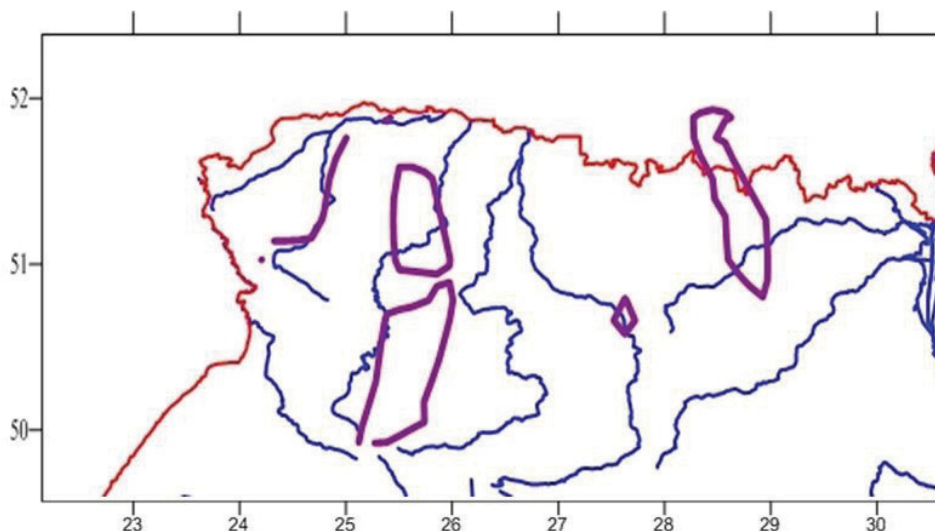


Рис.1. Зоны с отрицательной тенденцией хода стока воды во времени в бассейнах рек Западный Буг и Припять на территории Украины

Изменение уровней грунтовых вод здесь, как правило, имеет тенденцию хода во времени противоположную среднегодовому стоку воды в реках. В зонах уменьшения поверхностного стока наблюдается увеличение грунтового стока. Изменение максимальной температуры воды в реках во времени повторяет тенденцию хода стока воды в них (рис. 2), т.е. при увеличении стока воды в реках – максимальная температура увеличивается, а при уменьшении – уменьшается. Что подтверждает вывод о том, что в зонах уменьшения среднегодового стока воды в реках наблюдается тенденция сокращения именно поверхностной составляющей стока рек и увеличение грунтовой составляющей. Увеличение же температуры поверхностной составляющей стока рек происходит из-за общего увеличения температуры воздуха на рассматриваемой территории. Поскольку данная территория относится к зоне с достаточным увлажнением, и частично заболочена, непосредственной связи среднегодового стока воды в реках с осадками не наблюдается. Однако, здесь надо еще иметь в виду, что годовой сток в реках здесь в большей мере зависит от объема весеннего половодья (Л.К. Давыдов, 1947). В то же время исследования последних лет ряда авторов (С.Д. Гопченко и др., 2010 и др.) показывают, что объемы половодий во

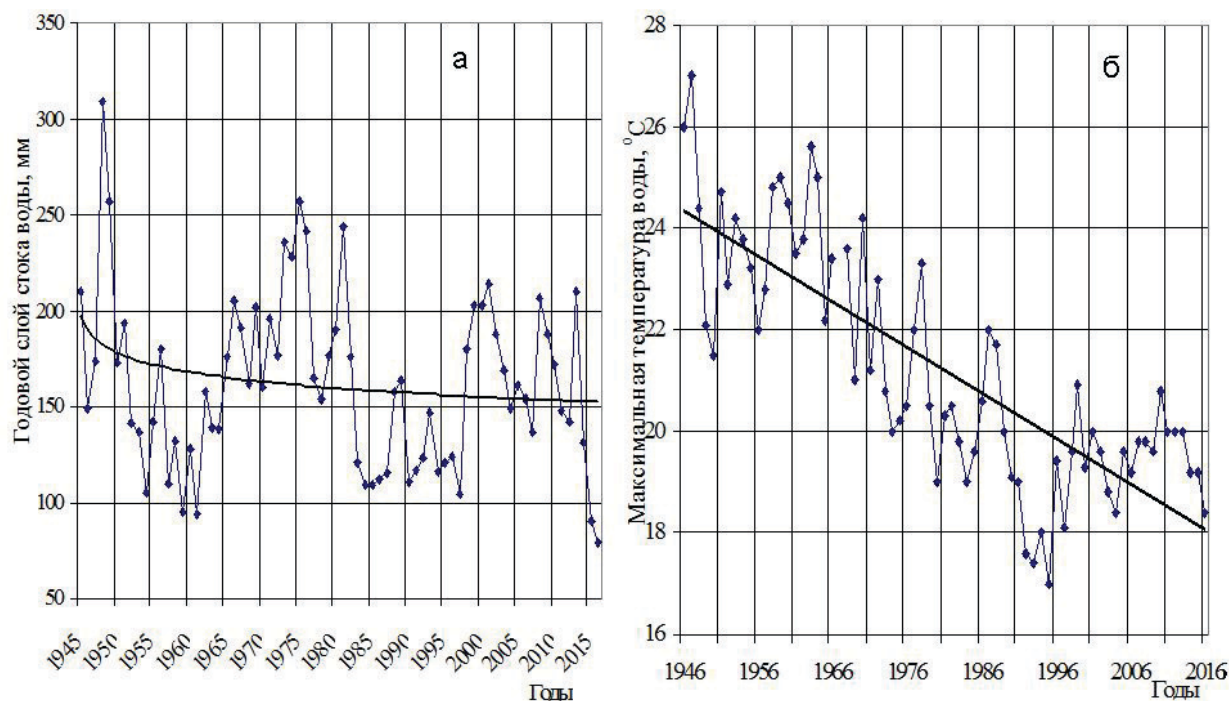


Рис.2. Изменение годового слоя стока воды (а) и максимальной температуры воды (б) во времени р. Иква – п. Большие Млыни

времени уменшаються, а меженний сток – ростет (О.О. Косо́вць и др., 2018). Можно ожидать, со временем, проявления более тесной связи стока воды в реках с количеством осадков и не только за зимне-весенний сезон.

Мутность воды на всей территории уменьшается, несмотря на увеличение количества осадков и увеличения или уменьшения стока воды в реках. Это, в общем-то, противоречащее природе вещей явление объясняется положительным эффектом агро-лесо-мелиоративных и гидротехнических мероприятий на бассейнах рек. Так, увеличение доли пропашных сельскохозяйственных культур (сахарная свекла) в севооборотах увеличивает мутность воды в реке, увеличение площади лесов, наоборот, уменьшает мутность и т.п.

### Литература

1. Гопченко Є.Д. Дослідження впливу сучасних змін клімату на характеристики максимального стоку весняного водопілля в басейні річки Прип'ять / Гопченко Є.Д., Овчарук В.А., Шакірманова Ж.Р. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3. – С. 50-59.
2. Давыдов Л.К. Водность рек СССР ее колебания и влияние на нее физико-географических факторов. Л.:Гидрометиздат. – 1947. – 162 с.
3. Косо́вць О.О. Зміни мінімального стоку річок басейну Дніпра в кінці ХХ-на початку ХХІ століть / Косо́вць О.О., Діденко Г.В. // Матеріали міжнародної науково-практичної конференції «Природа для води», присвяченої всесвітньому дню водних ресурсів. – К. – 2018. – С. 15-16.

УДК 551.578.48; 528.94

О.М. Аксюк, В.П. Ланшин, Г.А. Гончаренко  
*Український гідрометеорологічний інститут, м. Київ, Україна***ТЕМАТИЧНЕ ЦИФРОВЕ КАРТУВАННЯ РАЙОНІВ ДІЯЛЬНОСТІ  
СНІГОЛАВИННИХ СТАНЦІЙ УКРАЇНИ**

Відомості про снігові лавини і лавинну небезпеку становлять істотний інтерес для освоєння гірських територій і експлуатування господарських об'єктів, інженерних споруд, комунікацій та природних ресурсів в умовах загрози сходження снігових лавин.

За природних умов головною фізичною причиною сходження лавин є втрата стійкості снігу на гірському схилі. Порушення стійкості може виникати за рахунок зрушення або осідання, статичних деформацій при силовому впливі на сніг опадів, перерозподілі снігу вітром та іншими змінами дотичних і нормальних напружень у снігові. Навіть локальна втрата стійкості може викликати динамічний процес лавиноутворення в умовах граничної рівноваги. У цій ситуації задача зводиться до визначення часу, коли товща снігу перебуває у стані близькому до нестійкої рівноваги, а додаткове силове навантаження здатне викликати зростаюче зрушення.

Найчастіше снігові лавини виникають на схилах з кутом похилу понад  $15^\circ$  та шаром снігу 30 см. Лавини здатні переміщуватись на віддаль від кількох десятків метрів до 2—3 км із швидкістю від 1—10 до 80—100 м\*с<sup>-1</sup>. Об'єми снігу у лавинах коливаються від кількох десятків до 1 млн. метрів кубічних.

На території Українських Карпат описано 790 лавинних осередків, з яких 7 у районі сніголавинної станції Пожежевська та 36 – на сл Плай. На цих станціях проводяться безпосередні спостереження за умовами формування снігових лавин та їх прогнозування. Станції практично надають діагноз лавинної небезпеки за результатами безперервних розрахунків метеорологічних лавиноутворювальних параметрів на своїй території.

Методи прогнозування лавин хуртовинного, свіжого і мокрого снігу дають змогу скласти оперативний прогноз періоду небезпеки сходження лавин зазначеного генезису. Прогноз – альтернативний («лавинонебезпечно» чи «лавинобезпечно») і має формально «нульову» завчасність. Фактично (за рахунок мінімальних ознак небезпеки сходження лавин) завжди є завчасність, як мінімум кілька годин. З огляду на Європейську шкалу лавинної небезпеки дані методи прогнозування відображають спонтанне сходження і відповідають 3-5 рівням небезпеки (<http://www.avalanches.org/eaws/>). Основним критерієм для складання локального прогнозу (певний схил або лавинний осередок) за Європейською шкалою є стан стабільності снігового покриву за результатами шурфування і тестів стабільності. Програмами робіт сніголавинних станцій Плай і Пожежевська передбачено проведення комплексу необхідних робіт (КД 52.5.3.01-1. 2007, КД 52.5.3.01-1. 2010). У районах сніголавинних станцій Плай і Пожежевська розташовані майданчики для шурфування, по чотири майданчики на кожній станції. Також на схилах встановлено дистанційні снігомірні рейки для спостережень за приростом снігу та його розподілом на місцевості (Сл Плай – 46 шт., Сл Пожежевська – 50 шт.). Для застосування 5 рівнів шкали при складанні локального прогнозу лавинної небезпеки в районах сніголавинних станцій за допомогою ПС складено крупномасштабні (1:10 000) цифрові карти детальних сніголавинних спостережень. Карти складаються з окремих шарів, а саме: шар крутості схилів (складається з 8-ми градусних діапазонів віднесених до прояву лавинної активності у відсотках з огляду до світової статистики), шар лавинних осередків, шар пунктів спостережень, шари рельєф (ізолінії та відмітки висот) та гідрографічна мережа.

Градусні діапазони крутості схилів: 0-12 (0%), 12-25 (1%), 25-30 (2%), 30-35 (17%), 35-40 (43%), 40-45 (27%), 45-50 (9%), 50-60 (1%).

Підпис лавинних осередків: перша цифра – район лавиноутворення, друга – номер осередка в районі.

Нумерація лавинних осередків відповідає Каталогю лавинних осередків гірських районів України (Грищенко В.Ф., 1999). Проекція карти: Geographic (GLL). Система координат: WGS 84. Шари, крутість схилів та рельєф, побудовані з використанням ЦМР SRTM 1sec (<https://lta.cr.usgs.gov/SRTM1Arc>).

Результати сніголавинних спостережень трансформовані на карту дають змогу чітко визначити рівень лавинної небезпеки в районі станції та вжити заходи щодо запобігання негативним наслідкам. Карти у вигляді растрових зображень на магнітних та паперових носіях передані на сніголавинні станції для оперативної роботи.

### Література

1. Каталог лавинних осередків гірських районів України. Звіт про НДР (1999) // УкрНДГМІ; № д.р. 0198U005274 – К., 1999. – 144 с.
2. КД 52.5.3.01-1. 2010. Керівництво зі сніголавинних прогнозів у гірських районах України (Карпати, Крим). ФОЛ Державна гідрометеорологічна служба. – Київ., – 47 с.
3. КД 52.5.3.01-1. 2007. Настанова сніголавинним та гідрометеорологічним станціям і постам. Сніголавинні спостереження і методи сніголавинного забезпечення. ФОЛ Державна гідрометеорологічна служба. – Київ., – 76 с.
4. European Danger Scale with recommendations [Електронний ресурс] <http://www.avalanches.org>.
5. Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) 1 Arc-Second Global [Електронний ресурс] <https://lta.cr.usgs.gov/SRTM1Arc>.

## ПРОСТОРОВІ ЗМІНИ КОЛИВАНЬ ВОДНОСТІ В МЕЖАХ БАСЕЙНУ ПРУТУ

Просторовий розподіл характеристик стоку є дуже нерівномірним, оскільки на нього впливає значна кількість факторів як природних так і антропогенних. В роботі представлено просторовий розподіл характеристик стоку, узагальнений у вигляді карто-схем, відповідно до кожної розглянутої характеристики середньорічних витрат води, максимальних витрат води весняного водопілля та дощових паводків теплого періоду року, мінімальних витрат води періоду відкритого русла та зимового періоду.

Виходячи зі створеної карти просторового розподілу гідрологічних постів басейну (за середньорічними витратами води), всі розглянуті пости мають синхронні коливання водності, проте гідрологічний пост р. Білий Черемош - с. Яблуниця має інший вигляд різницевої інтегральної кривої, це передусім пов'язано з господарською діяльністю в басейні р. Білий Черемош, оскільки на ній розташована Яблуницька ГЕС (потужністю 1000 кВт), тобто стік є зарегульованим.

Для максимальних витрат води весняного водопілля за синхронністю коливань в межах басейну виділено **4 групи** гідрологічних постів: 1) р. Прут – смт Ворохта, р. Прут – с. Татарів, р. Прут – м. Яремче, р. Черемош – с. Устеріки; 2) р. Кам'янка – с. Дора, р. Путила – смт Путила; 3) р. Ільця – с. Ільці, р. Чорний Черемош – смт Верховина; 4) р. Білий Черемош – с. Яблуниця та р. Прут – м. Чернівці.

Водопілля на річках басейну формується при зростанні температури повітря та переході її до додатних значень, що обумовлює початок періоду сніготанення. Для малих річок період сніготанення значно коротший ніж для середніх, тому річки Кам'янка та Путила з площею басейну 18,1 км<sup>2</sup> та 181 км<sup>2</sup> відповідно, утворюють окрему групу, що відрізняється особливостями коливань максимальних витрат води весняного водопілля. Розташування басейну річки відносно гірських пасм також суттєво впливає на процес сніготанення, так річки Ільця та Чорний Черемош виділені в окрему групу, оскільки знаходяться на північно-східних схилах (займають навітряне положення). Першу групу утворюють гідрологічні пости, що розташовані у верхів'ях Пруту і населених пунктах с. Татарів, смт Ворохта, м. Яремче та гідрологічний пост р. Черемош – с. Устеріки. Зазначена територія характеризуються максимальними снігозапасами в межах басейну. Четвертою групою представлені р. Білий Черемош – с. Яблуниця та р. Прут – м. Чернівці, як зазначалося вище, гідрологічний пост с. Яблуниця виокремлюється через вплив господарської діяльності. Процес сніготанення складається із хвиль водопілля, час добігання хвиль дуже відрізняється по басейну, так для нижньої частини басейну в замикальному створі хвиля водопілля пройде значно пізніше (1-2 місяці), ніж у верхів'ях, саме тому гідрологічний пост Чернівці відрізняється за фазами водного режиму від постів верхів'я Пруту.

Для максимальних витрат води дощових паводків теплого періоду року за синхронністю коливань характеристик стоку в межах басейну виділено **3 групи** гідрологічних постів: 1) р. Прут – смт Ворохта, р. Прут – с. Татарів, р. Кам'янка – с. Дора, р. Черемош – с. Устеріки, р. Чорний Черемош – смт Верховина; 2) р. Прут – м. Яремче, р. Прут – м. Чернівці; 3) р. Ільця – с. Ільці, р. Путила – смт Путила, р. Білий Черемош – с. Яблуниця.

Для басейну річки Прут та її приток протягом більшої частини року характерні паводки, кількість яких залежить від інтенсивності випадання дощів в літній період (щорічно становить 10-15). Значну частину Прикарпаття охоплює регіональний характер випадіння дощів. Залежність річної кількості опадів від висоти проявляється досить певно - їх кількість збільшується в 2-2,5 рази. Проте на деяких зонах спостерігається відхилення від цієї закономірності. Це відноситься, у першу чергу, до верхів'їв Черемошу з висотами 600-800 м (пункт Верховина). Саме з цією особливістю пов'язане виділення першої групи постів за

фазами водності. На території досліджуваного регіону поширеними є локальні дощі, які зумовлюють формування максимумів. Система гірських хребтів Карпат знаходиться на шляху переміщення вологих повітряних мас з Атлантики, внаслідок чого відбувається інтенсифікація зливових дощів, які охоплюють за таких ситуацій значну територію - нерідко 10-30 тис. км<sup>2</sup>, в тому числі й одночасно декілька річкових басейнів. На території водозбору, що охоплюється гідрологічним постом р. Прут – м. Чернівці дощові паводки формують лише тривалі опади регіонального характеру.

Для мінімальних витрат води зимового періоду за синхронністю коливань характеристик стоку виділено **4 групи** гідрологічних постів: 1) р. Прут – с. Татарів, р. Прут – м. Яремче, р. Ільця – с. Ільці; 2) р. Черемош – с. Устеріки, р. Білий Черемош – с. Яблуниця; 3) р. Прут – смт Ворохта, р. Прут – м. Чернівці; 4) р. Кам'янка – с. Дора, р. Чорний Черемош – смт Верховина, р. Путила – смт Путила.

Формування зимових мінімумів припадає на найбільш холодний місяць року – січень і обумовлюється характером зими, наявністю чи відсутністю відлиг, умовами снігонакопичення окремих басейнів, глибиною промерзання ґрунту, факторами підстильної поверхні, характером ґрунту та геологічною будовою. Своєрідні геоморфологічні та кліматичні особливості досліджуваної території обумовлюють різноманіття умов формування мінімального стоку. На наведений вище просторовий розподіл характеристик мінімального стоку значний вплив мають похили та залісеність водозборів. Гідрологічні пости з близьким значенням залісеності мають синхронні коливання мінімальних витрат води та відносяться до однієї і тієї ж виділеної групи: 1) с. Татарів та м. Яремче – 85% та 87% залісеності, відповідно; 2) с. Устеріки та с. Яблуниця – 56% та 57%.

Для мінімальних витрат води періоду відкритого русла за синхронністю коливань виділено **3 групи** гідрологічних постів: 1) р. Прут – смт Ворохта, р. Прут – м. Яремче, р. Прут – м. Чернівці, р. Кам'янка – с. Дора, р. Чорний Черемош – смт Верховина, р. Путила – смт Путила; 2) р. Прут – с. Татарів, р. Черемош – с. Устеріки; 3) р. Білий Черемош – с. Яблуниця, р. Ільця – с. Ільці.

Розподіл мінімального стоку води теплого періоду року обумовлений геологічними факторами та глибиною врізу русла. Чим більший вріз русла, тим більшу кількість водоносних горизонтів дронує річка і тим більшою стає частка її підземного стоку. У зв'язку з цим мінімальний стік малих річок є меншим, ніж великих і середніх, на величину певної частки підземного живлення, яку не дрнують малі річкові басейни. Господарська діяльність людини на водозборах і в руслах річок спричиняє зменшення або збільшення стоку, до зміни його внутрішнього розподілу. Такі агротехнічні заходи, як глибока і зяблева оранки поперек схилу, сприяють збільшенню шаруватості та проникності ґрунтів і посиленню інфільтрації талих і дощових вод, затриманню поверхневого стоку на полях і зниженню його величини зі схилів. Виділена нами перша група включає гідрологічні пости, розташовані поблизу великих населених пунктів (міст та смт), де досить розвинутим є антропогенний вплив, що спричиняє неоднорідний просторовий розподіл мінімальних витрат води теплого періоду року.

З вищенаведеного поділу можна зробити висновок, що просторовий розподіл характеристик стоку річок басейну Пруту є досить нерівномірним, він дуже залежить від кліматичних умов та висоти водозбору, а також розташування відносно гірських пасм Карпатський гір. Тому і неможливо виділити регіони з однаковими коливаннями окремих характеристик стоку як це можна зробити, наприклад, для рівнинних річок. Значний вплив мають також геологічна будова території, лісистість водозборів та господарська діяльність людини.

Представлений детальний аналіз впливу зазначених чинників на окремі стокові характеристики дає змогу виділити в межах басейну Пруту групи гідрологічних постів, що характеризуються певною синхронністю коливань стокових характеристик.

УДК: 556.048

К.І. Сокольчук, В.О. Корнієнко  
Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ, Україна

## ВОДНІСТЬ РІЧОК ПРАВОБЕРЕЖНОЇ ЧАСТИНИ БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ: ЧАСОВА ТА ПРОСТОРОВА МІНЛИВІСТЬ

Ефективне використання річок у господарській діяльності, у створенні безпеки та умов життя населення обумовлено особливостями їх водного режиму та необхідністю оцінки водності території або конкретних водних об'єктів. **Метою** роботи є оцінка водності річок правобережної частини басейну р. Прип'ять, її просторової та часової мінливості в межах досліджуваної території. Для реалізації поставленої мети вирішували наступні **завдання**: аналіз фізико-географічних умов території досліджуваного басейну; особливостей водозборів, на яких розташовані гідрологічні пости; ретроспектива і сучасний стан мережі спостережень; оцінка репрезентативності та однорідності стокових даних; визначення водності річок, статистичних параметрів їх мінливості та узагальнення особливостей їх розподілу по території дослідження в просторому та часовому відношенні.

Басейн Прип'яті займає практично всю північно-західну частину України. До правобережних приток Прип'яті відносять близько 6 тисяч річок. Понад 70% річок мають довжину понад 25 км, і понад 1/7 – річки з довжиною до 100 км.

Історія мережі спостережень на річках досліджуваного басейну бере свій початок ще з кінця XIX сторіччя і впродовж тривалого часу до сьогодні зазнала значних змін. У 1930 р. на території верхнього Придніпров'я діяла мережа з 71 поста. У 40-х роках мережа спостережень почала скорочуватись і вже на 1940 р. діяло 48 гідрологічних постів, а у 1988 р. було здійснено значне (на 23,8%) скорочення мережі спостережень. Станом на 1990 р. діяло 32 гідрологічних пости. Оптимізація мережі спостережень продовжилась і у 2015 р. діяло 28 гідрологічних постів на українській частині басейну Прип'яті.

Отже, для дослідження водності правобережжя Прип'яті задіяно дані спостережень за середніми багаторічними витратами води з 28 гідрологічних постів за весь період спостережень до 2015 р. включно. Середня тривалість безперервних спостережень (включаючи відновлені дані) для басейну правобережжя Прип'яті складає 64 роки. На майже 54 % гідрологічних постів період спостережень за стоком води складає  $\geq 70$  років, 39% – 50-70 років, і лише 7% мають період спостережень  $\leq 50$  років. Аналіз відносних значень середніх квадратичних похибок розрахунку норм стоку води річок показав, що вони в понад 43% випадків змінюються до  $\pm 5\%$ , приблизно в 57% випадків – від 5-10%, тобто в переважній більшості ряди спостережень за середньорічним стоком води вважаються репрезентативними для визначення норми стоку та їх величини достатньо стійкими для практичних розрахунків. Також важливо враховувати, що площі басейнів є мінливими, і їх охоплення мережею спостережень є нерівномірним - понад 46% гідрологічних постів представляють басейни з площею менше 1000 км<sup>2</sup>, і лише 7% - площу понад 10000 км<sup>2</sup>. Перевірка рядів спостережень на однорідність за стандартними критеріями Стьюдента та Фішера показала, що ряди середніх річних втрат води загалом можна вважати однорідними, лише дані з 2 постів (Прип'ять-Люб'язь та Норин-Славенщина) виявилися неоднорідними за критерієм Фішера навіть з 1% рівнем значимості.

Для зіставлення водності річки в її створах за течією використовуються значення середньої річної витрати чи об'єму стоку води, а для оцінки водності річок в просторовому відношенні, тобто на різних річках певної території, характеристики стоку-модуль чи шар стоку. Мірою мінливості стокової характеристики за багаторічний період є статистичні параметри – коефіцієнти варіації  $C_v$  і асиметрії  $C_s$ .

Середній багаторічний модуль стоку для досліджуваної території складає 3,92 л/с км<sup>2</sup>, найбільше його значення 5,94 л/с•км<sup>2</sup> (р. Радоставка – с. Трійця), а найменше – 2,1 л/с км<sup>2</sup> (р. Прип'ять – с. Люб'язь). Аналіз умов та мінливості формування стоку води в межах

території дослідження створюють передумови для картування модулів або шарів середнього багаторічного річного стоку води.

Коефіцієнти варіації середнього річного стоку води для річок басейну Прип'яті в межах України знаходяться в межах 0,23-0,65. Середнє значення складає  $C_v = 0,43$ , що показує мінливість з року в рік середніх річних витрат води на досліджуваних річках в межах приблизно  $\pm 40\%$  від норми водного стоку. Найменші значення  $C_v$  в центрі та на півдні території дослідження, і зростають при просуванні на схід та захід від центру.

Коефіцієнти асиметрії мають в основному невисокі додатні значення (від  $C_s = -0,08$  для р. Горинь – с. Ямпіль до  $C_s = 2,53$  для р. Прип'ять – с. Річиця), тобто для середніх річних витрат води характерна незначна асиметричність у їх багаторічному розподілі з переважанням в рядах стокових характеристик річок значень менше їх норми. Для  $C_s$  характерним є схожий з  $C_v$  розподіл по території, однак змінюється він в значно більших межах. Середнє значення  $C_s$  для річок Правобережжя Прип'яті складає 0,88, а узагальнене співвідношення  $C_s/C_v = 2,04$ , що свідчить про помірно-асиметричний розподіл у послідовностях середніх річних витрат води досліджуваних річок.

Щодо часової мінливості водності річок, то порушення умов стаціонарності рядів середнього річного стоку води може проявлятися в утворенні в їх хронологічному перебігу більш високих і більш низьких значень. Найбільш поширеним способом для виявлення таких тенденцій полягає у графічному аналізі різницевої інтегральної кривої. Для аналізу багаторічних коливань водності побудовано різницевої інтегральні криві середніх річних витрат води з досліджуваних басейнів річок, ординати яких представлено у вигляді стандартної нормованої величини.



Рисунок – Різницевої інтегральні криві середніх річних витрат води західної та східної частин правобережжя Прип'яті

За отриманими часовими функціями, узагальненими для західної та східної частин правобережжя Прип'яті (рис.), визначено, що за період спостережень внутрішні циклічні коливання водності річок досліджуваної території мають ідентичну структуру, вони циклічні, можна виділити два повних цикли водності тривалістю у середньому приблизно 30 років.

Синхронні зміни водності притаманні для всієї території правобережжя Прип'яті з певними азональними особливостями коливань для малих водозборів. Остання фаза підйому завершилась у 2012 р., після чого на всіх річках правобережжя Прип'яті існує тенденція до спаду водності.

Середні річні витрати води та їх статистичні параметри мають чіткі взаємозв'язки між собою та з площею водозбору. Найкраща залежність виявлена між нормами середньої річної витрати річок правобережжя Прип'яті та площами їх водозборів з апроксимацією  $R^2 = 0,965$  і рівнянням регресії:

$$\bar{Q}_{\text{СЕРРІЧН}} = 0,004 \cdot F - 0,3419,$$

де  $\bar{Q}_{\text{СЕРРІЧН}}$  – норма стоку середньої річної витрати річок правобережжя Прип'яті, м<sup>3</sup>/с;  
 $F$  – площа водозбору, км<sup>2</sup>.

УДК 556.012+556.522

В.К. Хільчевський<sup>1</sup>, М.Р. Забокрицька<sup>2</sup><sup>1</sup>Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Київ, Україна<sup>2</sup>Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки, Луцьк, Україна**РЕВІТАЛІЗАЦІЯ РІЧОК УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ - ДОСВІД ТА ПРОБЛЕМИ**

У гідрології та гідроекології термін «ревіталізація» (відновлення, повернення до життя) достатньо новий, почав застосовуватися в кінці ХХ ст. В роботі [3] було сформульовано наступне визначення цього поняття: під ревіталізацією річок розуміють повне відновлення водотоків або ж певних їхніх ділянок на рівні періоду часу існування річки, що передувало індустріальному освоєнню даного регіону, коли була непорушеною руслова мережа і не здійснювалися централізовані чи окремі точкові скиди стічних вод.

*Антропогенні зміни на водозборах річок урбанізованих територій.* Поширеною є уява, що стан малих річок урбанізованих територій є результатом діяльності сучасників протягом останніх десятиріч. Але це не так. Фактично, цьому сприяла запроваджена ще у ХІХ ст. світова практика перетворення річок у канали, або заключення їх у колектори з метою розвитку міської інфраструктури та захисту території від затоплення. Згодом це призвело до значного погіршення умов існування всіх водотоків на території міст, або й до знищення малих річок.

Для прикладу можна охарактеризувати хронологію антропогенних змін в басейні р. Либідь (м. Київ). Либідь – мала річка в центральній частині Києва (довжина – 17,1 км, площа водозбору – 66,2 км<sup>2</sup>, мінералізація води 500 мг/дм<sup>3</sup>), права притока Дніпра, назва якої є одним із символів міста. Об'єктивний аналіз історії розвитку міської інфраструктури змушує визнати, що відчутний антропогенний тиск на басейн р. Либідь (вплив на ландшафти, гідрологічний режим, хімічний склад та якість води) почався близько 150 років тому – з середини другої половини ХІХ ст. Хронологічно у зростанні антропогенного впливу на басейн р. Либідь можна виділити чотири наступні умовні періоди. *Перший період* - до першої половини ХІХ ст.: референтні умови для р. Либідь. Прояв антропогенного втручання – мінімальний (будівництво ставків та водяних млинів). *Другий період* - друга половина ХІХ ст.: початок антропогенних змін (гідроморфологічних) на водозборі р. Либідь - прокладання залізничних шляхів у заплаві річки, міська забудова. *Третій період* - перша половина ХХ ст.: посилення антропогенного впливу на якість води р. Либідь. Будівництво у заплаві річки Либідського каналізаційного колектора та відстійників стічних вод під Лисою горою (1909 р.), спорудження Ново-Либідського каналізаційного колектора (1939 р.). У цей період почалося фрагментарне закріплення берегів бетоном. Тобто, відбулися зміни за трьома основними напрямками: гідроморфологічним, гідрохімічним та гідробіологічним. *Четвертий період* (сучасний) - з другої половини ХХ ст. і до нашого часу: «бетонний період» р. Либідь. Річка закута у бетонне русло, місцями протікає в тунелі. Річкова вода нагадує стічну воду. Таким чином, можна констатувати, що річка Либідь на всьому протязі перетворилася на «істотно змінений водний масив» (згідно оцінок за Водною рамковою директивою ЄС) ще у першій половині ХХ ст.

Більш скрутною виявилася доля р. Почайна - ще одного історичного водотоку Києва, яка зникла з карти міста у 70-і рр. ХХ ст. у зв'язку з будівництвом масиву Оболонь. У 2016 р. завдяки громадськості назву річки повернули на карту міста (залишковому фрагменту водотоку), але річку відновити вже не можна.

В кінці ХХ - на початку ХХІ ст. у багатьох країнах світу прийшли до усвідомлення того, що міські річки не можна розглядати лише з позицій потенційної загрози затоплення території під час повені або паводку, або як перешкоду розвитку інфраструктури. Адже річки здатні сприятливо впливати на еколого-естетичні властивості місцевості, можуть використовуватися як зони відпочинку, надавати нову якість урбанізованим територіям.

*Міжнародний досвід ревіталізації річок.* У європейських країнах питанням ревіталізації річок, у першу чергу у міських агломераціях, почали перейматися з середини

1990-х - почату 2000-х рр. шляхом розробки та реалізації відповідних проектів по конкретних річках, або ж окремих річкових ділянках (Велика Британія, Німеччина, Австрія, Чехія, Словаччина) [2]. Сьогодні формування привабливої річкової мережі у межах міської агломерації можливе за умов: максимального збереження річкових долин; відмови від спрямлення русел та бетонування берегів; збереження безперервності річкової мережі (відмова від заключення ділянок річок у колектори); збереження якості води та видового біорізноманіття. Це сприяє дії механізму саморегуляції природних комплексів, зберігає їхню рекреаційну функцію. Слід відзначити, що ревіталізація стає актуальним питанням не лише для річок урбанізованих територій, а й річок, що відчули на собі вплив водних меліорацій.

Інституціонально ця справа вирішується з поєднанням зусиль громадськості, державних органів і бізнесових структур. Так, наприклад, у США досить показовим є проект по ревіталізації р. Лос-Анджелес, що протікає у штаті Каліфорнія і впадає у Тихий океан (довжина 77 км, протяжність у місті – 48 км). Значна частина річки протікає містом Лос-Анджелес у бетонному каналі, збудованому на початку ХХ ст. У 2007 р. зусиллями громадських екологічних організацій з'явився план ревіталізації річки «Los Angeles River Revitalization Master Plan» (покращення якості води, озеленення замість бетону, створення рекреаційних зон та благоустрій території вздовж берегів річки у межах міста). У 2014 р. до розробки проекту було підключено фахівці Інженерного корпусу армії США, які оцінили реалізацію проекту в 1 млрд. доларів, що необхідно вкласти впродовж 20 років [4].

*Досвід ревіталізації річок в Україні.* В Україні питання ревіталізації річок на серйозному рівні ще не розроблялося і не вирішувалося. Є окремі випадки фрагментарного прояву елементів сучасної ревіталізації річок. Так, у Луцьку у 2013-2014 рр. було здійснено благоустрій з елементами ревіталізації р. Сапалаївка - правої притоки р. Стир довжиною 12,4 км з площею басейну 39,2 км<sup>2</sup> [1]. Роботи виконано на невеликій ділянці довжиною 0,5 км у центральній частині міста спільно органами міської влади та бізнесовими структурами. Фактично, це перший приклад реалізації подібного проекту в Україні. Крім того, рішенням виконкому Луцької міськради в 2013 р. було встановлено пункти щоквартального локального моніторингу якості води на малих річках: Сапалаївка, Омеляник та Жидувка. Виконання робіт з моніторингу покладено на комунальне підприємство «Луцькводоканал».

У Києві питання про незадовільний гідроекологічний стан р. Либідь порушилося громадськістю у 2015 р. через електронну петицію до Київської міської ради. Петиція мала назву «Визнати долину русла річки Либідь зоною екологічного лиха та розпочати вживання невідкладних заходів із відновлення екосистеми річки Либідь та навколишньої території». Це змусило міську владу визнати наявність проблеми. Було оголошено конкурс архітектурних проектів під назвою «Ревіталізація (відновлення) прибережної території річки Либідь» на ділянці довжиною в 2 км (від вул. Федорова до скверу біля вул. Ямська), який проводиться фондом "Наша Либідь" за підтримки КМДА. У липні 2017 р. підведено підсумки першого туру. Інформація про фінал другого туру відсутня. В майбутньому постане питання гідрологічного та гідроекологічного обґрунтування практичної реалізації проекту.

*Проблеми.* 1). Фінансова. У світі ревіталізацією річок переймаються в економічно розвинених країнах, Україна до таких поки що не належить. 2). Відсутність в Україні практичного досвіду повномасштабної ревіталізації річок.

*Оптимізм.* Громадські ініціативи з цієї проблеми випереджають дії органів водно-екологічного управління та місцевої влади, що може покращувати динаміку процесу.

### Література

1. Забокрицька М.Р. Водні об'єкти Луцька: гідрографія, локальний моніторинг, водопостачання та водовідведення / М.Р. Забокрицька, В.К. Хільчевський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. - 2016. - № 3 (42). - С. 64-76.
2. Крамер Д.А. Европейский опыт ревитализации малых рек [Электронный ресурс] / Д.А. Крамер, М. Неруда, И.О. Тихонова – 2015. – URL: <http://www.socialcompas.com/2015/09/05/10721/>.
3. Хільчевський В.К. Гідроекологічні проблеми ревіталізації річок на території міських агломерацій – міжнародний та український досвід / В.К. Хільчевський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. - 2017. - № 2 (45). - С. 6-13.
4. Los Angeles River Revitalization. - Retrieved from: <http://lariver.org/>.

УДК 556.16"45".18

Н.С. Лобода, М.А. Козлов  
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

## ОЦІНКА ЗМІН ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ В УМОВАХ КЛІМАТИЧНОГО СЦЕНАРІЮ RCP4.5 (14 РЕГІОНАЛЬНИХ МОДЕЛЕЙ) НА БАЗІ МОДЕЛІ “КЛІМАТ-СТІК”

Представлені результати досліджень виконані у рамках НДР «Оцінка впливу змін клімату на поновлювані та невичерпні природні ресурси України», яка виконується за рахунок видатків загального фонду державного бюджету (№ д/р 0117U002423, термін виконання: 01.01.2017-31.12.19 рр., науковий керівник Степаненко С.М.).

Метою роботи авторів є оцінка впливу змін клімату на водні ресурси України у XXI сторіччі з використанням даних кліматичних сценаріїв (RCP4.5) на базі моделі “клімат-стік”, розробленої в ОДЕКУ під керівництвом проф. Є.Д. Гопченка та Н.С. Лободи. Модель “клімат-стік” надає можливість визначення характеристик природного та побутового (перетвореного водогосподарською діяльністю) стоку невивчених або недостатньо вивчених у гідрологічному відношенні водозборів, а також для водозборів із стоком суттєво трансформованим водогосподарською діяльністю. Теоретичною базою моделі при розрахунках природного річного стоку за метеорологічними даними є рівняння водно-теплового балансу. Річні суми опадів виступають як характеристика ресурсів зволоження, максимально можливе випаровування – як характеристика теплоенергетичних ресурсів клімату. Середній багаторічний річний стік, визначений за моделлю і представлений у вигляді карти ізоліній ототожнюється із зональними річним стоком і може слугувати характеристикою водних ресурсів певної території. Модель калібрована та верифікована на даних метеорологічних та гідрологічних спостережень минулого сторіччя (до початку значущих змін клімату в Україні, які проявилися з 1989 р.) для різних географічних зон України та різних за розмірами водозборів. Точність визначених статистичних параметрів природного річного стоку відповідає вимогам нормативних документів України по розрахунках гідрологічних характеристик і становить  $\pm 10\%$ . Модель “клімат-стік” була застосована для прогнозних розрахунків річного стоку з використанням даних кліматичних сценаріїв, що знайшло своє відображення у багатьох публікаціях та монографіях [1].

На вході у модель використовують середні місячні дані по температурах повітря, опадах та дефіцитах вологості повітря. Оцінка можливих змін водних ресурсів України надавалася шляхом порівняльного аналізу середнього багаторічного зонального річного стоку України, розрахованого по фактичним метеорологічним даним до 1989р., та за сценарними даними (сценарій RCP4.5, 2021-2050рр.), розглянутими у вузлах сітки, положення яких відповідає координатам метеостанцій України (загальне число дорівнює 115).

Обраний для розрахунків сценарій RCP4.5 (реалізований у 14 регіональних математичних моделях) відноситься до сценаріїв концентрацій парникових газів сімейства RCP (Representative Concentration Pathways – «характерні траєкторії змін концентрації»). Сценарії RCP являють собою новий набір сценаріїв, які визначаються з точки зору радіаційного впливу. Сценарій RCP4.5 відноситься до “помірних” і передбачає, що глобальні викиди парникових газів повинні почати зменшуватись після 2040р.

За моделлю “клімат-стік” були оцінені ресурси зволоження, теплоенергетичні ресурси клімату та природні водні ресурси України для 30-ти річного періоду (2021-2050 рр.) по кожній із 14 регіональних моделей, які реалізували сценарій RCP4.5. Найгірший результат з точки зору збереження водних ресурсів України отриманий при використанні метеорологічних прогнозів, наданих за моделлю LCMcom3. Згідно із цією моделлю середні багаторічні величини зонального річного стоку зменшаться на більшій частині рівнинної України до 85%, що обумовлено зменшенням річних сум опадів (до 35%) на фоні зростання

температур повітря. Максимально можливе випаровування (еквівалент теплоенергетичних ресурсів клімату) зростає до 40-45%. Такі зміни кліматичних чинників можуть призвести до “руйнування” існуючих водних ресурсів країни. Зростання водних ресурсів за цим сценарієм можливе лише на території Українських Карпат (Гірський Крим не розглядався) і перевищуватиме 100%.

Найкраще майбутнє для водних ресурсів України очікується при застосуванні метеорологічних даних моделі SMHI2, згідно з якою максимально можливе випаровування з поверхні суші зменшиться на 5-25% на півночі та у Карпатах, а на півдні зростає лише на 5-10% у той час, коли опади здебільшого зростатимуть до +20-40%. Території із зменшенням опадів (на 10-30%) включають до себе степовий Крим, межиріччя Дунай-Дністер, Дністер-Південний Буг та пониззя р.Дністер. Зростання водних ресурсів відбудеться у північній, північно-західній та центральній Україні, а також та Карпатах. Зменшення водних ресурсів (до 50%) буде відбуватись у Причорноморській низовині.

Осереднення прогнозованих за регіональними моделями метеорологічних даних (температур та опадів) дозволило оцінити водні ресурси та їх зміни для умов середньостатистичного сценарію у межах періоду 2021-2050 рр. (рис.). Зменшення середніх багаторічних сум опадів відбуватиметься у південній та південно-західній частинах України (від 0 до 15%), а також уздовж нижньої та середньої течії Дністра. Максимально можливе випаровування зростає від 5% на сході до 10% на заході рівнинної території України. На півдні ця характеристика досягне 15%. Зростання теплоенергетичних ресурсів до 30% можливе у Закарпатті. Результатом зазначених змін у кліматичних умовах формування стоку стане зменшення водних ресурсів на більшості рівнинної частини правобережної України та на півдні (до -40%). В Українських Карпатах зростання стоку може перевищувати 100%, на території Закарпаття суттєвих змін не передбачається.

Можна відзначити, що за усіма моделями окрім моделі MPI-CSC2 очікується зменшення водних ресурсів на півдні та південному заході (у середньому до 60%). Розрахунки за всіма 14 моделями вказують на перспективи зростання водних ресурсів в Українських Карпатах.

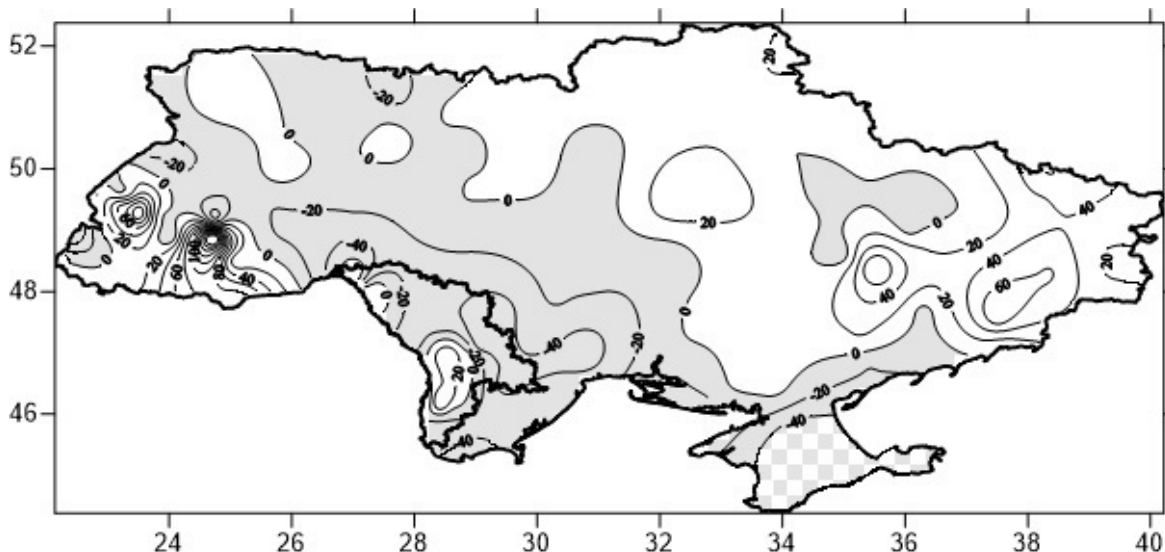


Рис. – Зміни середнього багаторічного річного стоку на території України та Молдови у період 2021-2050 рр. при порівнянні із базовими даними минулого сторіччя (до 1989р.) для середньостатистичної моделі кліматичного сценарію RCP4.5

#### Література

1. Степаненко С.М., Польовий А.М., Лобода Н.С. та ін. Кліматичні зміни та їх вплив на сфери економіки України / За ред. С.М. Степаненка, А.М. Польового. – Одеса: “ТЕС”, 2015. – 520 с.

УДК 550.837.6+ 631.4

Д.С. Пикареня<sup>1</sup>, В.Г. Наконечный<sup>1</sup>, О.В. Орлинская<sup>2</sup>,  
И.В. Чушкина<sup>2</sup>, Г.В. Гапич<sup>2</sup>, Н.Н. Максимова<sup>2</sup><sup>1</sup>*Днепровский государственный технический университет, г. Каменское, Украина*  
<sup>2</sup>*Днепровский государственный аграрно-экономический университет, г. Днепр, Украина*

## **ПРИМЕНЕНИЕ ГЕОФИЗИЧЕСКОГО МЕТОДА ДЛЯ ВЫЯВЛЕНИЯ ЗОН ФИЛЬТРАЦИИ ВОДЫ ИЗ РЕГУЛИРУЮЩИХ БАССЕЙНОВ ОРОСИТЕЛЬНЫХ СИСТЕМ**

Регулирующие оросительные бассейны представляют собой выемки в грунте, имеют форму перевернутой усеченной квадратной пирамиды. Со всех сторон они ограничены ограждающими грунтовыми дамбами. В основном бассейны оборудованы гидроизоляцией для предотвращения фильтрации воды, но чаще встречаются такие, где она не предусмотрена конструктивно. Для гидроизоляции применяется защитная полиэтиленовая пленка, которая укладывается на дно и борта бассейна, и пригружается бетонными плитами. Стыки между плитами гидроизолируются бетоном или смолой, битумом и др. Такой способ предотвращения фильтрации является относительно недорогим и весьма эффективным, особенно в первые несколько лет эксплуатации гидротехнического сооружения.

С течением времени происходит нарушение гидроизоляции и начинается развитие фильтрации. Причин такого нарушения несколько, во многих случаях они связаны с режимом эксплуатации. Главным является то, что почти все регулирующие бассейны заполняются водой весной и опустошаются осенью, всю зиму они стоят без воды. Морозное выветривание приводит к разрушению материала, которой находится в межстыковом пространстве бетонных плит, которые облицовывают внутренние борта бассейнов – он теряет механические свойства, становится хрупким и сыпучим. Плиты съезжают вниз, сдирают защитную пленку и нарушают гидроизоляцию.

Зоны фильтрации воды из регулирующих оросительных бассейнов подразделяются на видимые и скрытые. Положение первых устанавливается однозначно по визуальным признакам. Скрытые зоны определяются путем проведения специальных исследований. Рассмотрим возможности геофизического метода естественного импульсного электромагнитного поля Земли (ЕИЭМПЗ) для установления зон фильтрации воды.

Физический смысл метода базируется на генерации импульсного электромагнитного поля горными породами или рыхлыми искусственными материалами, что находятся под воздействием механических сил сжатия или растяжения.

При изменении механического напряжения (нагрузки) скачкообразно изменяется количество электромагнитных импульсов (ЭМИ): увеличение нагрузки приводит к увеличению количества ЭМИ, а в момент разрушения сплошности породы и образование трещин скалывания или отрыва количество импульсов резко уменьшается и в дальнейшем остается очень малым.

В случае заполнения трещин водой происходит еще больше поглощение ЭМИ. При анализе схем количества импульсов ЕИЭМПЗ в теле гидротехнического сооружения и прилегающих участках возможно выделять зоны обводнения, замачивания, фильтрации воды и т.п., поскольку в обводненных зонах происходит поглощение электромагнитных импульсов, что отражается уменьшением плотности потока импульсов магнитной составляющей ЕИЭМПЗ.

Поле ЕИЭМПЗ является нестабильным во времени из-за влияния внешних источников электромагнитного излучения, как естественного, так и техногенного происхождения, что усложняет интерпретацию результатов и препятствует широкому внедрению метода. Но высокая производительность, оперативность съемки и малая стоимость работ делает метод очень привлекательным для выявления зон фильтрации.

Для доказательства достоверности предложенного метода проведены исследования зон фильтрации воды на регулирующем оросительном бассейне Днепропетровской области в

2013 и 2017 годах. Для работы использовался микропроцессорный индикатор электромагнитного поля, съемка проводилась по периметру бассейна по сети 3x3 метра, время на проведение исследований 4 часа. По результатам съемки построена карта-схема поля ЕИЭМПЗ (рис.) и выполнена ее интерпретация, в основу которой положен эффект интенсивного поглощения электромагнитных импульсов обводненными горными породами или сооружениями.

Штриховкой показано положение зон поглощения сигнала (зоны фильтрации) и приведены их номера. Цветная шкала характеризует плотность потока магнитной составляющей в импульс/сек. Система координат условная прямоугольная, метрическая.

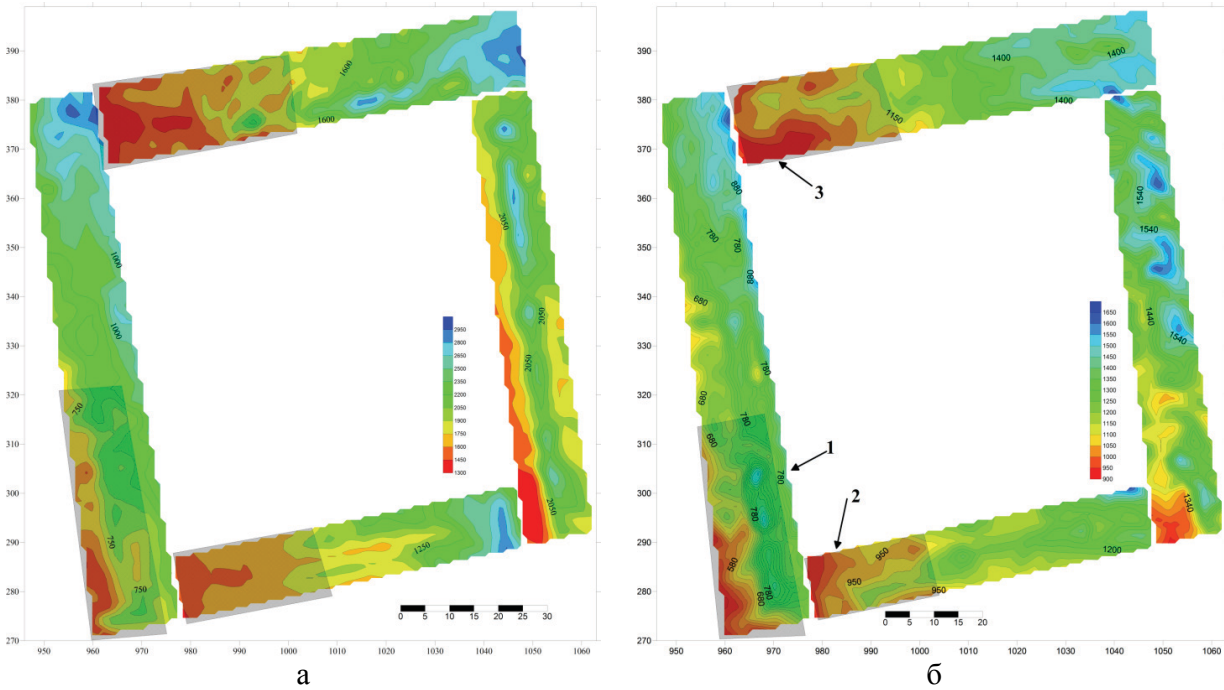


Рисунок – Карта-схема плотности потока импульсов магнитной составляющей ЕИЭМПЗ на регулирующем оросительном бассейне (а - 2013 год, б - 2017 год)

На картах участки уменьшения плотности потока импульсов определены как зоны поглощения, соответствующие участкам фильтрации. Форма изолиний и общий рисунок поля ЕИЭМПЗ позволяют отделить эти зоны друг от друга и определить их размеры и простираие на исследуемом объекте. В результате выделены три зоны фильтрации воды: первые две (№1 и №2) расположены в области сочленения западного и южного бортов, их ширина 45-48 м и 10 м соответственно; вероятно, это одна зона фильтрации. Третья зона выделяется на северном борту, ее ширина 33 м. Сопоставление съемок 2013 г. и 2017 г. показывает, что положение зон в течение почти 4,5 лет существенно не изменилось, хотя и наблюдаются изменения в рисунке поля и в абсолютном количестве импульсов (см. цветные шкалы на рисунках). Это дает основание утверждать, что зоны фильтрации выделены достоверно и являются объективными.

Месячные потери воды через зоны фильтрации составляют от 8000 до 12000 м<sup>3</sup>, а с учетом того, что эксплуатация бассейнов происходит с апреля до ноября, потери пресной воды достигнут 35000 до 45000 м<sup>3</sup>.

Таким образом, в результате сопоставления данных геофизических исследований разных лет методом естественного импульсного электромагнитного поля Земли установлено, что с его помощью можно достоверно и быстро выделять зоны фильтрации воды через ограждающие дамбы регулирующих водных бассейнов мелиоративных систем. Это позволяет оперативно принимать меры по уменьшению потерь воды и ухудшению экологического состояния подземной гидросферы вокруг бассейнов.

УДК 556.166:556.57(282)

М.О. Мартинюк, М.Е. Бурлуцька  
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

### **ВИЗНАЧЕННЯ ОДНОРІДНОСТІ ЧАСОВИХ РЯДІВ МАКСИМАЛЬНИХ ХАРАКТЕРИСТИК СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ В БАСЕЙНІ Р. ПІВДЕННИЙ БУГ**

Перед початком будь яких досліджень часових рядів спостережень необхідно спочатку визначити їх однорідність. Перевірку часових рядів на випадковість можна здійснити за критеріями випадковості, а саме критеріїв серій (загального числа серій та найбільшої довжини серій), кількості підвишень та знижень, кількості екстремумів. Однак, такі критерії застосовуються до рядів спостережень, які мають нормальний закон розподілу. Гідрологічні ряди зазвичай не підпорядковуються цьому закону [1]. Саме тому, для визначення однорідності часових рядів даних максимальних характеристик стоку було вирішено проводити за допомогою гідролого-генетичних методів.

Для аналізу однорідності часових рядів спостережень для річок басейну р. Південний Буг були побудовані сумарні криві рядів даних максимальних витрат води і шарів стоку. Визначення однорідності максимальних витрат води та шарів стоку весняного водопілля для річок басейну р. Південний Буг показав, що на основі аналізу тільки за сумарними кривими більшість рядів спостережень можна віднести до неоднорідних. Вигляд сумарних кривих максимальних витрат води весняного водопілля рівнинних річок указує на те, що для всіх річок є точка перегину, після якої змінюється тенденція максимального стоку води. Крім того, сумарні значення витрат води значно відхиляються від прямої лінії, але одночасно ніби утворюють своєрідну дугу. Такий вигляд сумарних кривих свідчить про відсутність односпрямованих стійких тенденцій максимальних витрат води весняного водопілля річок басейну р. Південний Буг.

Для всіх річок сумарні криві мають подібний вигляд. Отже, для виявлення причин такої особливої тенденції максимальних витрат води весняного водопілля річок було побудовано інтегральні криві відхилень. Їхній аналіз показав, що для всіх досліджуваних річок у період 1948-1982 рр. відбувся перехід від багатоводної - до маловодної фази гідрологічного циклу, яка триває дотепер та закінчення якої неможливо спрогнозувати.

Особливістю максимального стоку води весняного водопілля рівнинних річок є велика тривалість багаторічних фаз циклічних коливань. Так, ряди максимальних витрат води та шарів стоку весняного водопілля на всіх гідрологічних постах досліджуваних річок досі не мають завершеної маловодної фази. Одночасно, ці ряди спостережень також не мають і завершеної багатоводної фази коливань, оскільки спостереження розпочалися в період, коли багатоводна фаза вже тривала. Отже, ряди максимальних витрат води та шарів стоку весняного водопілля на гідрологічних постах досліджуваних річок не мають повного циклу багаторічних коливань.

Наявність у рядах спостережень максимальних витрат води весняного водопілля рівнинних річок тільки багатоводної і маловодної фаз циклічних коливань, їхня значна тривалість, а також істотна мінливість максимального стоку води і призводить до дугоподібної форми сумарних кривих зі значним відхиленням від прямої лінії. Тому, на основі аналізу вигляду сумарних кривих та інтегральних кривих відхилень можна зробити висновок, що неоднорідність має не антропогенний, а природний характер, обумовлений циклічністю максимального стоку води весняного водопілля рівнинних річок, тобто вона має тимчасовий характер і виникає тільки при суміщеному аналізі різних фаз водності (багато- і маловодної). Такі ряди спостережень можна віднести до квазіоднорідних.

Наслідком відсутності повного циклу багаторічних коливань в рядах спостережень за максимальним стоком води весняного водопілля досліджуваних річок є їхня

нерепрезентативність для коректного визначення середнього значення. З подовженням рядів спостережень, вони набудуть репрезентативності – наявності хоча б одного повного циклу багаторічних коливань, що дозволить визначити стале середнє значення рядів спостережень.

Отже, на сьогодні ряди спостережень максимальних витрат води весняного водопілля річок басейну р. Південний Буг можна віднести до квазіоднорідних, тимчасово квазістаціонарних, що пояснюється наявністю в рядах тільки багатоводної й маловодної фаз циклічних коливань, їхньою значною тривалістю, а також істотною мінливістю максимального стоку води. Квазіоднорідність і квазістаціонарність рядів спостережень має тимчасовий характер і виникає тільки в разі суміщеного аналізу різних фаз водності (багато- і маловодної).

Як було зазначено вище, ряди спостережень максимального стоку води весняного водопілля річок басейну р. Південний Буг можна вважати однорідними та стаціонарними. Це дозволяє застосувати апарат математичної статистики і теорії функцій розподілу до рядів спостережень, тобто визначити їхні розрахункові характеристики різної ймовірності перевищення [2].

Для подальших розрахунків було обрано 3 поста з найдовшим періодом спостережень: р. Південний Буг – смт Олександрівка, р. Рів – с. Демидівка, р. Синюха – с. Синюхин Брід. Розрахунок статистичних характеристик був виконаний у програмі StokStat. Параметри аналітичних кривих розподілів визначено методом найбільшої правдоподібності та методом моментів. Розрахунок ординат аналітичних кривих також був виконаний у програмі StokStat. За розрахованими статистичними характеристиками за допомогою СНіП 2.01.14-83 була визначена забезпеченість різної ймовірності перевищення [3]. За отриманими даними були побудовані емпіричні та аналітичні криві розподілу.

### Література

1. Гідролого-генетичний аналіз просторово-часових закономірностей водного стоку річок України: методологія, тенденції, прогноз: автореф. дис. д-ра геогр. наук : 11.00.07 / Горбачова Л. О. ; Київ. нац. ун-т ім. Тараса Шевченка. – Київ, 2017. – 32 с.
2. Пособие по определению расчетных гидрологических характеристик / под ред. Рождественский А.В. Л.:Гидрометеиздат, 1984. 448 с.
3. Рождественский А.В., Чеботарев А.И. Статистические методы в гидрологии Ленинград: Гидрометеиздат, 1974. 424 с.

УДК 556.16

В.Г. Смирнова<sup>1</sup>, А.П. Петросянц<sup>2</sup><sup>1</sup>ВНЗ Укоопспілки Полтавський університет економіки і торгівлі, м. Полтава, Україна<sup>2</sup>Полтавський ЦГМ, м. Полтава, Україна**АНТРОПОГЕННА СКЛАДОВА НЕВ'ЯЗКИ СТОКУ ВОДИ ПО ДОВЖИНІ Р. СУЛИ**

Нев'язка – це похибка, різниця в значенні отриманої величини і тієї, що очікувалась. Нев'язка стоку води по довжині річки - досить поширене явище. Існують дві основні причини нев'язки: природна та антропогенна. Найбільший природний вплив на величини стоку має закарстованість території. Також втрати води можуть спостерігатися в добре розвинутих заплавах протоках, в алювіальних руслах, а взимку внаслідок неоднорідності льодоутворення. Найбільший антропогенний вплив на зміни величини водності по довжині річки має господарська діяльність людини в руслі, зокрема зарегульованість стоку, незворотній забір води тощо.

Річка Сула – ліва притока Дніпра, бере початок на південно-західних схилах Середньоруської височини, у межах Сумської області України. Протікає переважно рівнинною територією Сумської та Полтавської областей і впадає в Кременчуцьке водосховище. Довжина річки 363 км, площа водозбірної басейну 18500 км<sup>2</sup>. Прояви карстоутворення не зафіксовані. Середня багаторічна витрата води р. Сула в м. Лубни становить 29,5 м<sup>3</sup>/с. Долина річки широка, часто асиметрична. Русло переважно звивисте, зрідка – розгалужене на рукави. Добре виражена заплава часто заболочена, з торфовищами.

Господарська освоєність самої річки відносно незначна. У самому верхів'ї річки побудовано невелике водосховище (с. Печище). У містах Лубни, Заводське є руслові водозабори. В районі м. Ромни, м. Заводське у 90-ті роки ХХ століття були виконані руслорегулюючі роботи, на заплаві побудовані захистні дамби. У 2000 роках у районі с. Сенча Лохвицького району здійснено значне розчищення річкових стариць для накопичення води і облаштування на заплаві свердловин по добуванню нафти. Освоєність водозбірної басейну полягає в зарегульованості стоку допливів р. Сули численними ставками. Руслу деяких приток спрямлені, заплавні території осушені. Найбільші водосховища розташовані на р. Ромен, р. Перевід. Найактивніше водогосподарське освоєння річок (осушення, спрямлення, будівництво ставків) здійснювалось у 90 роки минулого століття.

Використовуючи дані режимних спостережень в басейні річки Сули (з тривалістю спостережень від 60 до 85 років) було проаналізовано зміни приросту стоку річки  $\Delta Q$  за період 1981-2017 рр. від верхнього гідропоста (с. Зеленківка) до нижнього (м. Лубни,) а також окремо для верхньої (с. Зеленківка - м. Ромни) та нижньої (м. Ромни - м. Лубни) ділянок річки з врахуванням бічного притоку р. Ромен, р. Удай та р. Перевід. Приріст вираховувався як різниця між значенням середньорічної (середньомісячної) витрати води на вхідному та вихідному створах за мінусом суми середньорічних витрат води бічних допливів. Значення середньорічного приросту в роки з незначним господарським впливом (1981-1995 рр.) складало 20-35 м<sup>3</sup>/с. Ця «квазіприродна» величина приросту, ймовірно, враховує сумарний стік малих допливів, випаровування з поверхні річок і ставків, стікання і накопичення води в живій природі (біомасі), стікання і накопичення води в ґрунтах, заплавах протоках тощо. Було встановлено тісний зв'язок  $Q_{\text{сеп.л}} = f(\Delta Q)$  між середнім значенням витрати води в замикаючому створі (м. Лубни) та значенням приросту для цього періоду.

Побудований хронологічний графік (Рис. 1) дозволив підтвердити висновок про те, що з 80-х років минулого століття до наших днів на р. Сулі спостерігається маловодна фаза з поступовим зменшенням усіх кількісних показників середніх річних витрат води [1].



Рис 1 Хронологічний графік приросту середньорічних витрат води по довжині р. Сули

Загальне зменшення приросту середньорічного стоку за період 1981-2017 рр. складало майже  $10 \text{ м}^3/\text{с}$ . При цьому на верхній ділянці до середини 90-х років спостерігалось різке зменшення приросту стоку, а потім - деяке підвищення й стабілізація. У нижній течії, на ділянці Ромни-Лубни, зниження приросту стоку було постійним.

З 1993 року у період осінньої межени (жовтень-листопад) на ріці почала спостерігатись окремі випадки нев'язки середньомісячних значень стоку. З 2008 р від'ємні значення приросту спостерігались частіше і довше (вересень-грудень), а величина його зростала. А в 2012 р. приріст середньорічного значення стоку був мінімальним ( $3,5 \text{ м}^3/\text{с}$ ), причому приріст на верхній ділянці перевищував значення приросту на нижній. Враховуючи, що площа водозбору, характер підстильної поверхні, геологічні умови з 80-х років залишились такими ж, вважаємо, що зменшення стоку в річці, скорочення приросту пов'язано з регулюючим впливом великої кількості ставків на притоках, суттєвими змінами у характері водообміну з підземними горизонтами в районі нафтових свердловин. Зв'язок між стоком в замикаючому створі і значенням приросту порушився. Отриману нев'язку можна було б віднести на рахунок кліматичних змін, наприклад, аномально високих літніх температур повітря, проте неузгодженість зміни приросту на верхній і нижній ділянках свідчить про більш ймовірний вплив іншого(антропогенного) чинника.

Для того, щоб виділити антропогенну складову в змінах значення приросту, з побудованого графіка залежності  $Q_{\text{сер.л}} = f(\Delta Q)$  було знято відповідні значення очікуваного приросту. Різниця між дійсним і очікуваним приростом досягала  $3-4 \text{ м}^3/\text{с}$ . Тобто за останні роки через антропогенне втручання р. Сула, по-суті, втратила стік такої притоки як Ромен, що має середньорічну витрату  $2,2-4,7 \text{ м}^3/\text{с}$

Отже, на фоні поступового кліматичного зменшення стоку, в середній-нижній течії р. Сули спостерігається додаткове скорочення стоку, яке виражається у нев'язці стоку по довжині річки. Причиною прояву нев'язки стоку по довжині р. Сули вважаємо інтенсивну господарську діяльність людини, хоча офіційні дані про зростання кількості ставків, водозаборів, інші види спецводокористування відсутні. Остаточний висновок по причинах нев'язки стоку можна буде зробити після виконання детальних гідрографічних обстежень долини річки, аналізу додаткової інформації щодо господарської діяльності на території басейну.

## Література

1. Бібік В.В. Просторово-часова характеристика стоку річок басейнів Сула, Псел, Ворскла / В.В. Бібік, О.О. Винарчук, О.І. Лук'янець, В.К. Хільчевський // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2011. – Т.4 (25). – С. 85-98.

М.П. Погорелова, І.В. Кошева  
 Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

## РОЗРОБКА МЕТОДИКИ ПРОГНОЗУ СЕРЕДНЬОДЕКАДНИХ ВИТРАТ ВОДИ ЗА ПЕРІОД ЛІТНЬО-ОСІННЬОЇ МЕЖЕНІ В БАСЕЙНІ РІЧКИ ДЕСНА

**Метою** даної роботи є розробка методики прогнозу середньодекадних витрат води літньо-осіннього періоду на р. Десна у створі м. Чернігів за даними про руслові запаси води та витрати води в замикаючому створі розглядуваної річки.

**Головним завданням** даної роботи є визначення середніх витрат води за літньо-осінній період, тобто коли річка живиться в основному підземними водами і лише іноді отримує приток від дощів. Для розробки методики прогнозу середніх витрат води на водозборі р. Десна вибрані стокові пости, які мають сумісний період спостережень з 1990 по 2010 рр. Перевірку методики прогнозу середніх витрат води за літньо-осінній період здійснено за даними останніх років, що одержані з Українського гідрометцентру при використанні системи – автоматизованого робочого місця гідролога (АРМГідро).

**Результати досліджень та їх аналіз:** Теоретичною основою методу прогнозування середньодекадних витрат води літньо-осіннього періоду є рівняння водного балансу, яке вирішується шляхом побудови прогностичних залежностей середніх за період витрат води від руслових запасів води чи витрат води в замикаючому створі в дату складання прогнозу.

Об'єм води в русловій мережі великого басейну можна визначити як суму об'ємів на окремих ділянках, на які підрозділяється руслова мережа даного басейну за формулою

$$W_T = \sum_{i=1}^n (W_i)_T \quad (1)$$

де  $W_T$  – сумарний об'єм води в русловій мережі басейну в момент часу  $T$ , тис. м<sup>3</sup>;  $(W_i)_T$  – об'єм води в русловій мережі  $i$ -тої ділянки в цей же момент часу, тис. м<sup>3</sup>.

Запас води в русловій мережі на кожній ділянці розраховується за формулою

$$W = \bar{\tau} Q_{сер} \quad (2)$$

де  $\bar{\tau}$  – середній час руслового добігання на ділянці річки, д;  $Q_{сер}$  – середня витрата води на ділянці річки, м<sup>3</sup>/с.

В результаті роботи були проведені розрахунки руслових запасів в басейні р. Десна і були побудовані прогностичні залежності середньодекадних витрат води літньо-осіннього періоду від руслових запасів води р. Десна у створі м. Чернігів для кожного місяця окремо за зазначений період спостережень. Методику можна оцінити як «добру» (критерій якості методики  $S/\sigma=0,31$ , забезпеченість допустимої похибки прогнозів  $P=98\%$ ) та використовувати для випуску прогнозів середньодекадних витрат води р. Десна у м. Чернігів.

Іншим варіантом розробки методики прогнозів було використання залежностей середньодекадних витрат води від витрати води в замикаючому створі розглядуваної річки в дату складання прогнозу. Оцінка якості прогностичної методики показала задовільні результати (при  $S/\sigma=0,5$ ,  $P=0,93\%$ ), що також дозволяє стверджувати, що методику можна застосовувати для складання прогнозу середніх витрат води для басейну річки Десна.

**Висновок:** За обома варіантами розробки методики прогнозів середньодекадних витрат води р. Десна у м. Чернігів (за даними про руслові запаси води і за даними про витрати води в замикаючому створі), отримані задовільні оцінки якості, що дозволяє їх застосовувати для складання прогнозів середньодекадних витрат води за літньо-осінній період в басейні р. Десна.

УДК 556.166

О.І. Годорова, А.А. Майборода  
 Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

## ГРУНТОВИЙ СТІК В БАСЕЙНІ Р. ПІВДЕННИЙ БУГ В УМОВАХ СУЧАСНИХ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН

Грунтовий стік є найбільш стійким джерелом живлення більшості річок, що діє майже цілий рік і забезпечує водність річок в найбільш маловодні періоди – в літню і зимову межень. Інтенсивність ґрунтового стоку в річці залежить від ряду природних чинників і умов, з яких найбільше значення мають кліматичні особливості, геологічна будова, літологічний склад гірських порід, характер рельєфу і рослинності, а також ерозійна діяльність річкової мережі.

Грунтовий стік розраховується за формулою:

$$q_{sp} = \frac{q_{30\text{ min},л} + q_{30\text{ min},з}}{2}, \quad (1)$$

де  $q_{30\text{ min},л}$  - тридцятидобовий мінімум за період літньої межені;  $q_{30\text{ min},з}$  - тридцятидобовий мінімум за період зимової межені.

В роботі досліджувались дані 17 гідрологічних постів з площами водозборів від 145 км<sup>2</sup> (р. Кодима - с. Обжила) до 46200 км<sup>2</sup> (р. Південний Буг - смт. Олександрівка). Період спостережень на постах змінюється від 35 років (р. Бужок - смт. Меджибож) до 99 (р. Південний Буг - смт. Олександрівка).

Передумовою до статистичного аналізу характеристик часових рядів ґрунтового стоку є перевірка їх на однорідність. Аналіз однорідності рядів гідрологічної інформації статистичними методами, або, іншими словами, статистична перевірка гіпотези про однорідність рядів гідрологічної інформації, може бути здійснена на основі використання стандартних (параметричних) і непараметричних критеріїв. У випадках, коли у розпорядженні дослідника є порівняно короткі ряди спостережень, для оцінки їх однорідності найчастіше за все використовується критерій Ст'юдента, Фішера та Уїлкоксона.

Аналіз отриманих результатів представлений на рис. 1.

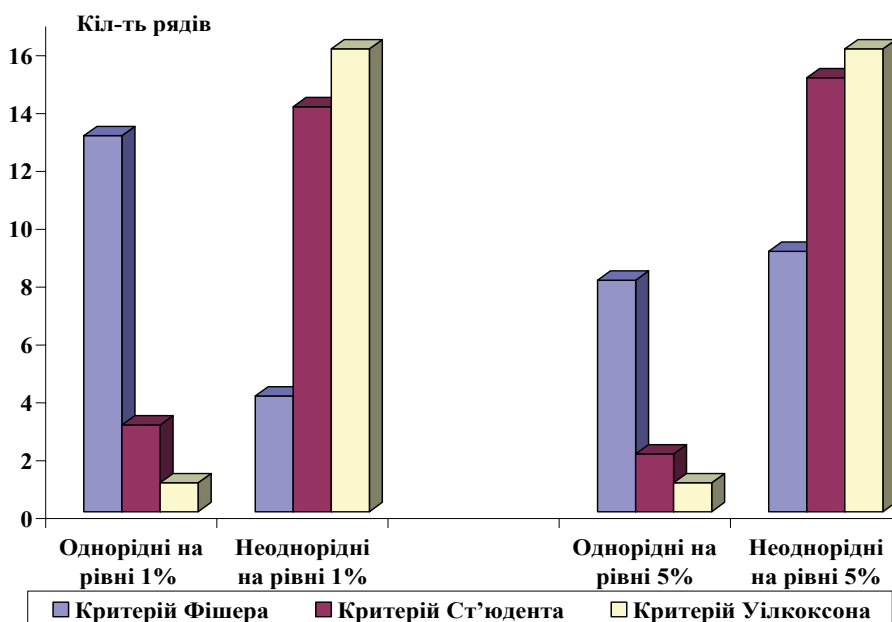


Рис.1 - Оцінка однорідності рядів ґрунтового стоку в басейні р. Південний Буг.

За критерієм Ст'юдента однорідними можна вважати на 5%-м рівні значущості тільки 2 ряди (12%), а на 1%-му – 3 (18%). По критерію Фішера однорідними виявилися 8 рядів з 17 (47%), а на 1%-му – 13 (76%). За критерієм Уїлкоксона на 1%-му та 5%-му рівнях однорідним виявився лише один ряд – 6%.

Отже в цілому по території часові ряди ґрунтового стоку у своїй більшості є неоднорідними. Тим не менш, коли виявлена статистична неоднорідність, корисним є дослідження циклічності досліджуваних рядів. З цією метою побудовані різниці інтегральні криві для найбільш тривалих рядів спостережень. Як добре видно з рис. 2, різниці інтегральні криві ґрунтового стоку синхронні, а досліджувані річки можна віднести до одного гідрологічного району за циклічністю коливань ґрунтового стоку.

Аналізуючи ці криві, можна відмітити, що починаючи з 1910-х років до 1970 років, спостерігалася маловодна фаза, потім практично на протязі наступних 10 років – до 1980 р. мав місце перехідний період, після чого, починаючи з 1980 року і по 2010 рік на річках досліджуваної території спостерігається багатоводна фаза, але вже з 2011 по теперішній час різниці інтегральні криві переходять знову у маловодну фазу.

Такий хід стоку, на нашу думку, є цілком природнім, а отже вихідні дані підлягають статистичній обробці.

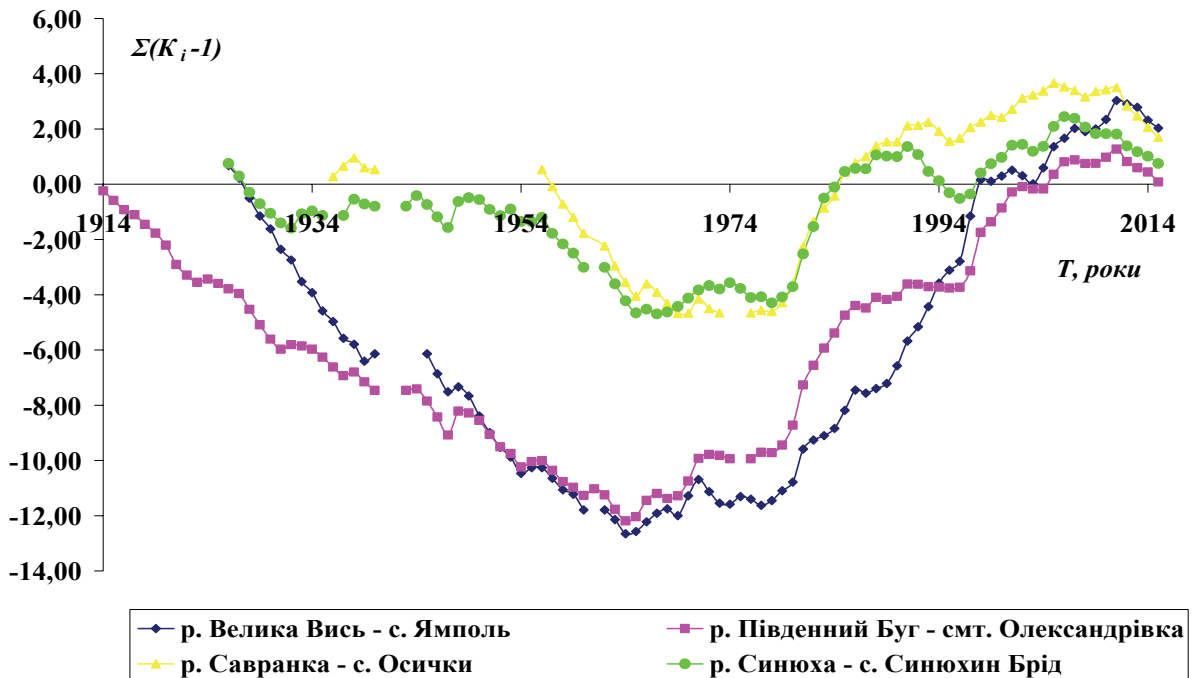


Рис.2 - Різниці інтегральні криві ґрунтового стоку річок в басейні Південного Бугу.

Аналізуючи статистичні характеристики ґрунтового стоку можна відмітити, що коефіцієнти варіації, розраховані за методом моментів, коливаються в межах від 0,91 (р. Кодима - с. Катеринка) до 0,36 (р. Ятрань - с. Покотилово). Що стосується коефіцієнтів асиметрії, то коливання досягають діапазону - від 0,38 (р. Савранка - с. Осички) до 1,46 (р. Кодима - с. Катеринка).

Як відомо, на практиці значення коефіцієнтів асиметрії зазвичай окремо не використовують, а нормують їх по відношенню до коефіцієнтів варіації. Значення співвідношення  $C_s / C_v$  для річок розглядуваної території змінюється також в досить широких межах - від -0,90 (р. Інгул - с. Середневка, р. Савранка - с. Осички) до 2,40 (р. Ров - с. Демидівка).

Значення основних статистичних характеристик, отриманих за методом найбільшої правдоподібності, практично співпадають з відповідними величинами по методу моментів.

УДК 556.16

К.Б. Ємельянова, Є.Д. Гопченко  
 Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

## УДОСКОНАЛЕННЯ НОРМАТИВНОЇ БАЗИ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ХАРАКТЕРИСТИК МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ РІЧОК ПРИЧОРНОМОРСЬКОЇ НИЗОВИНИ

Весняне водопілля є однією з найбільш небезпечних фаз водного режиму річок України. При катастрофічному розвитку ситуації під час весняного водопілля спостерігаються підйоми рівнів, вихід води на заплаву, затоплення сільськогосподарських угідь, доріг тощо. Наслідки можуть бути непередбачувані. Отже, виникає необхідність постійного уточнення розрахункових характеристик максимального стоку для попередження можливих гідрологічних ризиків.

До нормативних документів, які діють на території України для розрахунку характеристик максимального стоку паводків та водопіль відноситься СНіП 2.01.14–83, в якому використані дані спостережень до 1976 р. Отже, в нашій країні більш ніж 40 років не враховані водопілля рідкісної ймовірності перевищення (які спостерігалися й на території Причорноморської низовини) [1]. Для гідрологічної науки та практики важливим є уточнення розрахункових величин максимального стоку річок регіону на сучасних вихідних даних та прогнозування максимального стоку цього періоду.

Базові рівняння СНіП 2.01.14–83 в основному належать до структури редуційного типу. Для максимального стоку весняного водопілля розрахункова формула описується рівнянням

$$q_m = \frac{k_0 Y_m}{(F + b)^{n_1}}, \quad (1)$$

де  $q_m$  - максимальний модуль стоку, м<sup>3</sup>/с км<sup>2</sup>;

$Y_m$  - розрахунковий шар стоку, мм;

$k_0$  - коефіцієнт дружності весняного водопілля;

$F$  - площа водозборів, км<sup>2</sup>;

$b$  - параметр, який враховує уповільнення редуції максимальних модулів стоку на невеликих водозборах ( $F \leq 10$  км<sup>2</sup>);

$n_1$  - показник редуції.

Недоліки, які відносяться до нормативного документу, в першу чергу, стосуються структури, пов'язаної з параметром  $b$ .

Науково-методична база, що пропонується нами для визначення розрахункових характеристик весняного водопілля на річках Причорноморської низовини, ґрунтується на геометричній моделі гідрографів стоку[2].

Розрахункова формула максимального модуля стоку набуває вигляду:

$$q_m = \frac{q'_m}{(F + 1)^{n_1}}, \quad (2)$$

де  $q'_m$  - максимальний модуль схилового припливу:

$$q'_m = \frac{n+1}{n} \frac{1}{T_0} Y_m = k_0 Y_m, \quad (3)$$

де  $T_0$  - тривалість схилового припливу, год;

$\frac{n+1}{n}$  - коефіцієнт часової нерівномірності схилового припливу.

Виходячи з формул (2) та (3) отримаємо:

$$q_m = \frac{k_0 Y_m}{(F+1)^{n_1}} \quad (4)$$

Метод розрахунку максимального стоку весняного водопілля річок Причорноморської низовини за формулою (4) дає задовільні результати (середньоквадратична похибка розрахунків становить  $\pm 15,4\%$ ), що дозволяє її використання для визначення максимальних витрат води весняного водопілля та дає можливість розраховувати витрати рідкісної ймовірності перевищення та оцінки проектних гідрологічних ризиків, які виникають при проектуванні гідротехнічних споруд в період весняного водопілля.

#### Література:

1. Руководство по определению расчетных гидрологических характеристик. Л., Гидрометиздат, 1973. 111с.
2. Гопченко Є.Д., Лобода Н.С., Овчарук В.А. Гідрологічні розрахунки. Підручник. Одеса, ТЕС, 2014. 483с.

УДК 556.55

Є.О. Романова, Ж.Р. Шакірзанова  
 Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

## МЕТОДИ ВИЗНАЧЕННЯ СКЛАДОВИХ ВОДНОГО ТА СОЛЬОВОГО БАЛАНСІВ ОЗЕРА КАТЛАБУХ

Озеро Катлабух розташоване між озерами Ялпуг і Китай в 10 км на північний схід від м. Ізмаїл. Довжина озера 21 км, середня ширина 2,0 км, найбільша 6,0 км в розширеній південній частині озера. Водобмін озера з Дунаєм, на який припадає основна частка його водного балансу, здійснюється через штучні канали «Желявський» та «Громадський» і природні протоки. Цей водобмін необхідний для забезпечення рибиництва і зрошення. Причому продуктивність озера і якість води в озері-водосховищі дуже залежать від інтенсивності водобміну - чим менший водобмін, тим менша їхня продуктивність і тим нижча якість води.

Гідрологічний режим озера визначає гідрологічний режим річок, що його живлять та водність р. Дунай. Озеро Катлабух раніше з'єднувалось з Кілійським рукавом р. Дунай, розмір стоку Дунаю становив 60-70%. На теперішній час озеро з'єднано з Кислицьким рукавом.

Для вирішення ряду питань, що пов'язані з відновленням та підтримкою певних умов роботи озера Катлабух слід дослідити перш за все його водний баланс. За визначенням Р.А. Нежиховського (1976) водний баланс – головна гідрометеорологічна характеристика водосховища, основа усіх видів досліджень по термічному, льодовому, хімічному, біологічному та іншим видам режиму. Метод водного балансу, за думкою Є.Д. Гопченка та О.В. Гушлі (1994), є одним з найбільш обґрунтованих при дослідженні гідрологічного режиму річок, озер, боліт та інших водних об'єктів як в природному стані, так і в умовах діяльності людини. При цьому водогосподарські та агромеліоративні засоби можуть корінним чином змінити балансові співвідношення, що може вплинути на складові рівняння водного балансу. Крім того основою при розробці заходів, пов'язаних з побудовою моделі формування якості вод та функціонування екосистем водойм є водний баланс (колективна монографія за ред. Ю.С. Тучковенка, Є.Д. Гопченка, 2012). В останні роки використання методів водного і сольового балансу здійснено для дослідження гідроекологічного стану Придунайських озер Ялпуг-Кугурлуй (С.Д. Кузніченко, 2005) та Китай (Ю.С. Медведева, 2010), а також лиманів північно-західного Причорномор'я (Куяльницького, Хаджибейського, Тилігульського) в роботах Н.С. Лободи, Ю.С. Тучковенка, Є.Д. Гопченка та ін. (2014, 2016).

Водосховище Катлабух за дослідженням В.М. Тимченка (2006) відноситься до групи безстічних озер, тому основним компонентом приходної частини водного балансу є надходження вологи через атмосферні опади на дзеркало водойми. Але озеро Катлабух має додатковий суттєвий приплив річкових вод Дунаю і річок, що його живлять. В цьому і є одна із особливостей гідрологічного режиму озера. У витратній частині основним і практично єдиним компонентом є випаровування з водної поверхні.

Методика визначення водного балансу включає у себе розрахунок його приходної та витратної складових. В аналітичному вигляді рівняння водного балансу записується так (в млн. м<sup>3</sup>):

$$\begin{aligned} (\sum V_i)_{np} - (\sum V_i)_{gump} = & V_{Pi} + V_{ri} + V_{bi} + V_{gi} + V_{dri} + V_{Di} - \\ & - V_{Ei} - V_{tri} - V_{fi} - V_{zi} - V_{Di}' - V_{ozi} \end{aligned} \quad (1)$$

Окремі компоненти, за словами А.В. Гушлі та В.С. Мезенцева (1982), весь час змінюються. Деякі з них малі чи коливаються в незначних межах. Це дозволяє або зовсім їх не враховувати, як наприклад акумуляцію в льодяному покриві, або враховувати їх приблизно (підземний приплив, фільтрація). Особливості визначення складових водного та

сольового балансу озера Катлабух, як й інших Придунайських озер, пов'язані з практичною відсутністю даних стокових вимірів на річках, що їх живлять, а також відсутністю безпосередніх даних про об'єми води, що надходять з р. Дунай.

В редакції (1) до приходної ( $\sum V_i$ )<sub>пр</sub> і витратної ( $\sum V_i$ )<sub>витр</sub> частин водних балансів (для *i*-го розрахункового місяця) відносяться такі їх складові: атмосферні опади на дзеркало водойми  $V_p$  – приймаються за даними їх вимірів пунктах (Ізмаїл, Болград); річковий стік  $V_{ri}$  – надходження води до озера під час весняного водопілля і дощових паводків по річках Великий Катлабух, Ташбунар і Єніка (при визначенні норм річного стоку в басейні озера Катлабух використано методику, розроблену Є.Д. Гопченком і Н.С. Лободою, 2005), а бічний приплив  $V_{bi}$  – розраховується через річковий стік  $V_{ri}$  при співвідношенні між  $V_{ri}$  і  $V_{bi}$  на рівні 0,23 (за даними проекту Tasis-2001 для оз. Кугурлуй-Ялпуг); приплив ґрунтових вод  $V_{gi}$  – визначається за формулою, запропонованою А.М. Бефані (1958) при встановлених: норми інфільтрації води  $u_0$  для Придунайського регіону на рівні 2,5 мм (за В.Г. Сорокіним, 1974), гідрогеологічного параметру ( $a_z$  близько 0,20), параметру інтенсивності дренажу водоносних горизонтів ( $\epsilon$  становить 0,25), початкової площі витоку річок ( $F_{1кр}$ , яка на півдні України становить 60 км<sup>2</sup>); надходження дренажних і комунально-побутових вод  $V_{dri}$  – приплив дренажних вод, як 20% від забору води на зрошення (разом з іншими видами водокористування); стік р. Дунай  $V_{Di}$  – обчислені зворотним шляхом з рівняння водного балансу. В цьому випадку розрахунки включатимуть і нев'язку водного балансу; випаровування з водної поверхні  $V_{Ei}$  – оцінювалося за даними м/ст Болград, а з 2011 р. розраховувалося за непрямыми методами (у зв'язку з поломкою приладу на м/ст Болград); транспірація водною рослинністю  $V_{tri}$  – оцінювалася за коефіцієнтом 1,14 від величини  $V_{Ei}$  при заростанні озера на 30%; фільтрація води у береги  $V_{fi}$  – при площі водної поверхні оз. Катлабух (в середньому 69 км<sup>2</sup>) становить 6,6 млн.м<sup>3</sup>; сумарний забір води  $V_{zi}$  – забір води з водосховища Катлабух у літні місяці виконується для комунально-побутового використання, потреб риборозведення, зрошення; скиди води у р. Дунай  $V_{Di}'$  – обчислені зворотним шляхом з рівняння водного балансу. Величини включали і нев'язку у місяці, коли відкриті шлюзи; підтримка об'ємів системи озер Лунг – Саф'ян  $V_{Ozi}$  – рівні вимірюються в періоди відкриття шлюзів на них.

Розрахунок сольових балансів озера здійснюється на основі досліджень водного балансу, що дає можливість перевірити точність розрахунків складових водних балансів, а також виконати математичне моделювання функціонування водойми за різних умов його експлуатації. Рівняння сольового балансу у загальному вигляді записується так (в млн. м<sup>3</sup>):

$$\begin{aligned} W_1 S_1 + V_p S_p + V_r S_r + V_b S_b + V_g S_g + V_{dr} S_{dr} + V_D S_D = \\ = W_2 S_2 + V_f S_f + V_z S_z + V_{D'} S_{D'} + V_{oz} S_{oz} \end{aligned} \quad (2)$$

де  $W_1 W_2$  – об'єм води в озері на початку та у кінці розрахункових місяців, млн.м<sup>3</sup>;  $S_1 S_2$  – середні по озеру мінералізація на початку та в кінці розрахункових місяців, г/дм<sup>3</sup>;  $S_p S_r S_b S_g S_{dr} S_D S_f S_z S_{D'} S_{oz}$  – мінералізація складових водного балансу, г/дм<sup>3</sup>.

Результати розрахунку водного балансу показали, що основний об'єм приходної частини в середньому за 1999-2015 рр. складають атмосферні опади (35%) та надходження води з р. Дунай (39%), а витратної частини – випаровування разом з транспірацією (64%). Розрахунок сольового балансу показав, що у приходній частині на надходження солей з поверхневим стоком припадає 65%, а у витратній частині основна частина припадає на втрату солей на зрошення і становить 73%.

УДК 556.16

В.А. Овчарук, Л.В. Кущенко

*Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна*

## ПРО МОЖЛИВІСТЬ ЗАСТОСУВАННЯ ІНДЕКСІВ ПОСУХ В ГІДРОЛОГІЧНИХ РОЗРАХУНКАХ МЕЖЕННОГО СТОКУ ЗОНИ НЕДОСТАТНЬОЇ ВОДНОСТІ УКРАЇНИ

Формування меженного стоку тісно пов'язане з поняттям гідрологічна посуха. Одним з інструментів дослідження посух є індекс SPEI, який описує загальні умови зволоженості протягом тривалих періодів, для гідрологічних посух характерним є масштаб SPEI\_6-12 і вище [3].

Дослідження взаємозв'язку між стоком річок та індексами посушливості є одним з варіантів врахування впливу кліматичних змін на межений стік. Докладно цим питанням займалися Н.С. Лобода та Ю.В. Божок [1-2]. За цією проблематикою автором також виконане дослідження у співавторстві з Семеновою І.Г. та Шакірмановою Ж.Р.[3], а пізніше - з Трасковою А.В.[4].

В цих дослідженнях проаналізовано часові ряди індексу SPEI на різних масштабах для степовій зоні України, зокрема для басейну річки Південний Буг, за період 1950-2010 рр. Оцінка статистичного зв'язку між SPEI на різних масштабах часу і різними фазами річкового стоку річки Південний Буг за період 1950-2010 показала, що отримані залежності є значущими, що підтверджує можливість використання індексу посухи в моделюванні гідрологічних процесів в зоні недостатнього зволоження України.

В Україні зона недостатньої водності в основному відповідає степовій зоні, яка займає найбільшу площу. На території цієї зони протікають річки, що належать до басейнів нижньої течії Дністра, Дніпра, Південного Бугу та Сіверського Дінця.

Поточний моніторинг посух представлений у вільному доступі на сайті <http://spei.csic.es/> і може бути використаний, як за попередній період, так і в прогнозованому варіанті з використанням різних моделей та сценаріїв.

Авторами даного дослідження проаналізовано на сучасних даних спостережень (до 2015 року) взаємозв'язок між стоком межені та значеннями SPEI на різних масштабах для р. Південний Буг-с. Олександрівка. На рис.1 і рис.2 показано, що навіть при масштабі SPEI\_6, спостерігається достатня синхронність в ході стоку зимової межені і індексу посухи за березень, а також між стоком літньо-осінньої межені та SPEI\_6 за вересень. Таким чином, порівняння хронологічного ходу індексу SPEI з часовим ходом мінімального стоку показує їх задовільний збіг і відкриває перспективи подальших досліджень в цьому напрямку з метою врахування глобальних змін клімату на стік межені.

### Література

1. Божок Ю.В. Посушливість клімату на території Тилігульського лиману у сучасних умовах та за сценарієм глобальної зміни клімату // Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції "Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення", 12-14 вересня 2012р., Україна, м. Одеса. – Одеса:ТЕС, 2012. – С.75-77.
2. Божок Ю.В., Лобода Н.С. Вплив посушливості клімату на стік річок Карпатського регіону в сучасних та майбутніх умовах // Матеріали XII Міжнародної науково-практичної конференції «Ресурси природних вод Карпатського регіону (проблеми охорони та раціонального використання)». – Львів: ЛьДЦНП, 2013. – С.193-196/
3. Semenova I., Ovcharuk V., Shakhirzanova J. On use of drought indexes in modeling hydrological processes // Conference Proceedings SGEM 2014. Geoconference on Water Resources: Hydrology and Water Resources, 17-26 June 2014. Albena. 2014. Vol. 1. P. 503–510. DOI: 10.5593/SGEM2014/B31/ S12.065.

4. Semenova I., Ovcharuk V., Traskova A. Droughts and its relationships with some phases of the streamflow regime for Ukrainian rivers // European science review, «East West» Association for Advanced Studies and Higher Education GmbH. Vienna. 1-2 (1) 2015. – pp. 8-10. <http://ew-a.org/journals/337/>

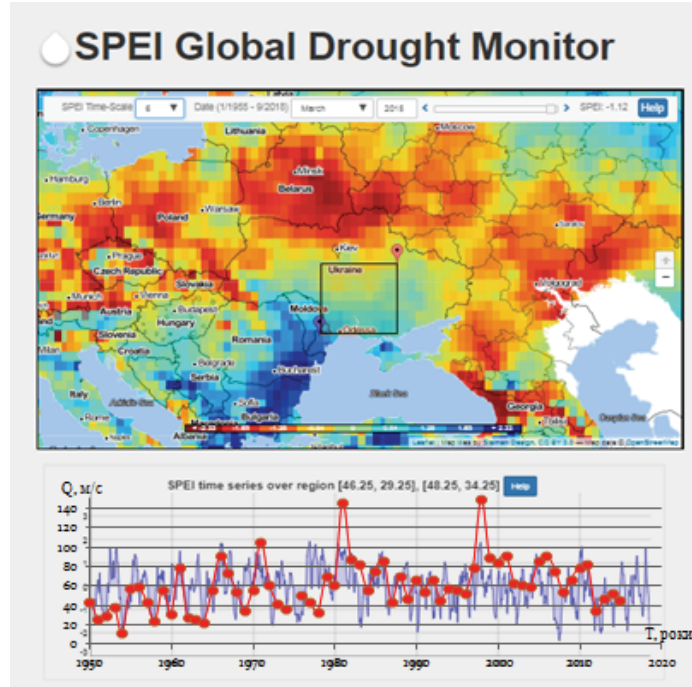


Рис. 1 – Порівняльна характеристика хронологічного ходу коливань мінімального стоку в зимовий період р. Південний Буг - смт Олександрівка та індексу SPEI-6 за березень 1950-2015 рр.

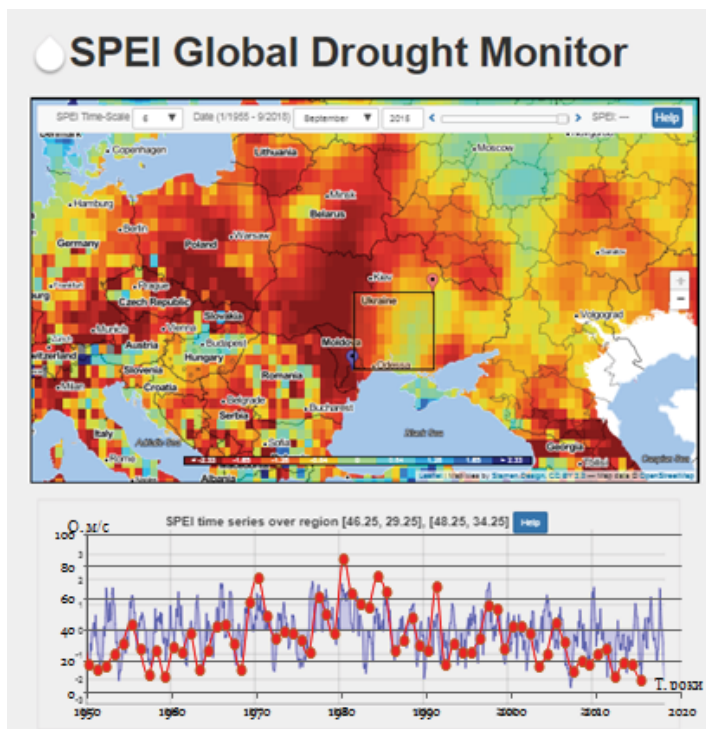


Рис. 2 – Порівняльна характеристика хронологічного ходу коливань мінімального стоку в період відкритого русла р. Південний Буг - смт Олександрівка та індексу SPEI-6 за вересень 1950-2015 рр.

УДК 556.012

К.В. Мудра

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ, Україна*

### ПРОГНОЗУВАННЯ СТОКУ НА РІЧКАХ БАСЕЙНУ ДНІСТРА ЗА ДОПОМОГОЮ ЧИСЕЛЬНОЇ КЛІМАТИЧНОЇ МОДЕЛІ REMO

Для прогнозування стоку на майбутнє у дослідженні було використано регіональну числову модель REMO. Здійснена перед власне прогнозуванням перевірка справджуваності моделі на незалежному періоді дає підстави стверджувати, що модель REMO досить достовірно прогнозує зміни модуля стоку в басейні Дністра, включаючи закономірності та місцеві особливості формування стоку в різних частинах досліджуваного басейну. При прогнозуванні використовувалися дані мережі гідрологічних постів на Дністрі (9 гідрологічних постів) та його притоках (19 гідрологічних постів). Обрана мережа гідрологічних постів повністю покриває басейн Дністра та добре характеризує умови формування водного стоку річок на всій території басейну

Нами було здійснено прогнозування стоку на період до 2100 року, прогноз здійснювався по 30-ти річним періодам: 2011-2040 рр., 2041-2070 рр., 2071-2100 рр. Результати прогнозування стоку в басейні Дністра представлені нижче.

Таблиця – Прогнозовані щомісячні значення модуля стоку в басейні Дністра по 30-ти річним періодам

Період, роки	Модуль стоку (л*с/км <sup>2</sup> )											
	січень	лютий	березень	квітень	травень	червень	липень	серпень	вересень	жовтень	листопад	грудень
<b>1971-2000</b>	<b>5,61</b>	<b>5,12</b>	<b>15,04</b>	<b>14,94</b>	<b>12,88</b>	<b>11,65</b>	<b>8,05</b>	<b>7,22</b>	<b>5,31</b>	<b>5,33</b>	<b>8,53</b>	<b>6,63</b>
<b>2011-2040</b>	<b>5,71</b>	<b>5,52</b>	<b>17,36</b>	<b>17,47</b>	<b>12,14</b>	<b>11,34</b>	<b>7,53</b>	<b>7,59</b>	<b>6,92</b>	<b>4,86</b>	<b>8,56</b>	<b>6,94</b>
<b>різниця (л*с/км<sup>2</sup>)</b>	0,10	0,40	2,31	2,54	0,74	0,31	0,52	0,37	1,61	0,48	0,03	0,32
<b>різниця (%)</b>	1,84	7,73	15,37	16,98	5,74	2,69	6,48	5,16	30,27	8,91	0,33	4,80
<b>2041-2070</b>	<b>5,18</b>	<b>4,98</b>	<b>15,34</b>	<b>15,79</b>	<b>10,44</b>	<b>9,67</b>	<b>6,66</b>	<b>6,67</b>	<b>6,23</b>	<b>4,33</b>	<b>7,43</b>	<b>6,13</b>
<b>різниця (л*с/км<sup>2</sup>)</b>	0,43	0,15	0,30	0,85	2,43	1,98	1,39	0,55	0,92	1,01	1,10	0,50
<b>різниця (%)</b>	7,65	2,87	1,98	5,70	18,90	17,02	17,27	7,59	17,22	18,88	12,93	7,52
<b>2071-2100</b>	<b>5,44</b>	<b>5,23</b>	<b>16,11</b>	<b>16,58</b>	<b>10,97</b>	<b>10,15</b>	<b>7,00</b>	<b>7,01</b>	<b>6,54</b>	<b>4,54</b>	<b>7,80</b>	<b>6,43</b>
<b>різниця (л*с/км<sup>2</sup>)</b>	0,17	0,10	1,07	1,64	1,91	1,50	1,06	0,21	1,23	0,79	0,73	0,19
<b>різниця (%)</b>	3,03	1,99	7,08	10,98	14,84	12,88	13,14	2,97	23,09	14,82	8,58	2,90

Аналізуючи представлену вище таблицю, можна зробити наступні висновки про тенденції змін стоку в досліджуваному басейні Дністра на прогнозний період.

На період 2011 – 2040 рр. згідно прогнозу стік збільшиться для більшості місяців, зменшення спостерігається тільки для травня, червня, липня та жовтня. Середньорічне відхилення становить 0,81 л\*с/км<sup>2</sup>, найбільша різниця між значеннями становить 2,54 л\*с/км<sup>2</sup> (17%) для квітня.

Для прогнозного періоду 2041 – 2070 рр. стік зменшиться для 9 місяців. Середньорічне відхилення  $0,97 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ , найбільша різниця між значеннями становить  $2,43 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$  (19%) для травня.

Якщо дослідити прогнозування в останньому прогнозному періоді (2071-2100 рр.), то згідно прогнозу стік зменшиться восьми місяців. Найбільші відхилення спостерігаються для тих самих місяців, що і у попередній 30-ти річці прогнозування – травень червень та липень (відповідно різниці =  $1,91$ ;  $1,50$ ;  $1,06 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ ).

Середня по басейну зміна прогнозованого стоку на період 2011-2040 рр. становить  $11,40 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ . На період 2041-2070 рр. –  $10,87 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ . Для останнього 30-ти річного періоду зміна наступна –  $9,96 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ .

Узагальнюючи описані вище тенденції, отримаємо наступні середньорічні відхилення прогнозованих значень стоку від контрольного періоду (1970-2000 рр.): для періоду 2011-2040 рр. –  $0,81 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$  (9%), для 2041-2070 рр. –  $0,96 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$  (11%), для 2071-2100 рр. –  $0,88 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$  (10%).

Наочно узагальнення попередньо викладеного матеріалу можна представити у вигляді діаграми щомісячних змін модуля стоку для кожного 30-ти річного періоду (рис.).

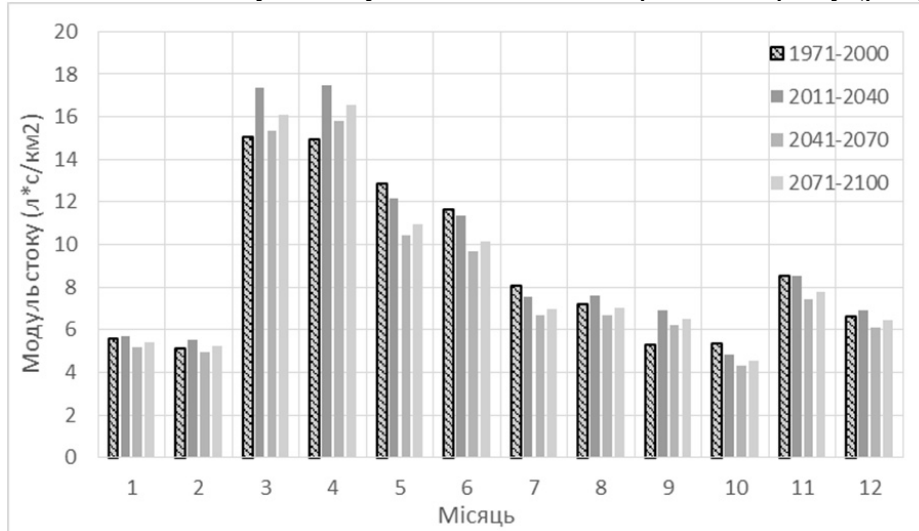


Рис. – Щомісячні прогнозні значення модуля стоку в басейні Дністра

Якщо говорити про розподілу прогнозованого значення модуля стоку по басейну Дністра, то можна зазначити наступні величини. Для першого періоду прогнозування 2011-2040 рр. значення модуля стоку по басейну змінюється від  $26,23 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$  до  $1,01 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ . В роки з 2041 по 2070 рр. модуль стоку в басейні коливатиметься від  $22,22 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$  до  $0,91 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ . Останній тридцятирічний період прогнозування характеризуватиметься амплітудою змін модуля стоку від  $23,33 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$  до  $0,96 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ .

Здійснений по 30-ти річним періодам прогноз стоку показав, що в перший період відбудеться збільшення стоку (у порівнянні із контрольним періодом 1971-2000 рр.) в середньому для басейну Дністра на  $+0,47 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ ; в другий період – зменшення стоку на  $-0,62 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ ; в третій період – зменшення стоку на  $-0,21 \text{ л}^*\text{с}/\text{км}^2$ .

Використана чисельна кліматична модель REMO дає можливість прогнозувати з високою достовірністю значення необхідних характеристик на основі даних наземної мережі гідрологічних спостережень. Верифікація моделі показала справджуваність прогнозів, отриманих з її допомогою. Прогнозування величини стоку річок на майбутнє зможе вирішити проблеми недостатньої кількості води для людства, а також допоможе заздалегідь розробити заходи раціонального використання водних ресурсів.

УДК [574.5+001](477)

Е.Н. Летицкая, Л.С. Кипнис, А.А. Морозова

*Институт гидробиологии Национальной академии наук Украины, Киев, Украина*

**ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ  
БАСЕЙНА РЕКИ ДНЕСТР\***

Согласно типизации Водной Рамочной Директивы ЕС 2000 (ВРД) Днестр является очень большой рекой, его общая протяженность 1 380 км. Украине принадлежат верховья Днестра и его приустьевая часть общей протяженностью 628 км, отрезок реки длиной 225 км является смежным для Украины и Молдовы, а часть реки длиной 475 км находится на территории Молдовы [2]. В экорегионе Карпаты (верхняя часть бассейна Днестра) формируется около 70 % стока реки; среднее течение Днестра – предгорная часть бассейна преимущественно относится к экорегиону Восточные равнины; нижнее течение бассейна расположено в экорегионе Понтийской провинции. В бассейне Днестра, по предварительной идентификации, выделено 34 типа массивов поверхностных вод [3].

По требованиям ВРД основой для проведения оценки экологического состояния выделенных массивов поверхностных вод является установление показателей по биологическим, гидроморфологическим, химическим и физико-химическим дескрипторам качества, с дальнейшим сравнением их с референсными значениями параметров характерными для тех или иных типов ненарушенных или имеющие незначительное изменения (не более 5%) от деятельности человека. Этот подход концептуально отличается от традиционного для Украины, а также ряда стран бывшего СССР «критериального подхода», где в оценке использовались фиксированные значения концентраций химических показателей содержания веществ, или значения биологических параметров, установленных для отдельных категорий и классов качества воды для всех водных объектов в стране в целом, независимо от физико-географических и климатических особенностей экорегионов [1].

В работе представлены результаты исследований, проведенных в летний и осенний периоды 2018г. Выполнен анализ всех выделенных типов массивов поверхностных вод в бассейне Днестра. Были выбраны и обследованы малые, средние, большие и очень большие реки в трех упомянутых ранее экорегионах, которые по своим критериям могли бы отвечать референсным условиям. На участках исследования проводили отбор проб фитопланктона и фитобентоса, иной флоры, макробеспозвоночных и ихтиофауны в соответствии рекомендаций ВРД [4].

Поскольку поверхностные воды бассейна остаются основным источником питьевого использования как в Молдове, так и в значительной части Украины (особенно в г. Одессе), а воды бассейна реки подвержены значительному антропогенному влиянию [5], актуальными в наших исследованиях были оценка качества воды гидрохимическими методами и методами биотестирования. Необходимой составляющей в общей оценке состояния водных экосистем являются данные о токсичности донных отложений. Донные отложения как компонент водных экосистем могут служить источником вторичного загрязнения воды. Накопление токсикантов в донных отложениях отрицательно сказывается на продуктивности донных биоценозов, состоянии бентосной ихтиофауны. Методом биотестирования проведена оценка токсичности донных отложений для ряда массивов поверхностных вод бассейна Днестра [4].

В биогеографическом отношении река уникальна, верховье бассейна Днестра приближается к бассейну р. Висла. Близкие связи речных бассейнов в Карпатском экорегионе содействовали расселению гидробионтов и взаимообогащению флоры и фауны

этих рек. Следует отметить, что данные полученные для этого региона как по фоновым физико-химическими показателями, так и гидробиологической составляющей, в большой степени свидетельствуют о возможном наличие массивов, которые могли бы соответствовать референсным условиям.

Большая часть обследованных типов массивов поверхностных вод в экорегионе Восточные равнины имеет значения с низким классом качества вод по гидрохимическим показателям, а также по данным биотестирования на тест-объектах различных трофических уровней. В свою очередь, это негативно влияет на гидробиологические сообщества, показатели которых имеют значительные отклонения от референсных условий.

Также следует отметить, что наихудшая ситуация зафиксирована нами для массивов поверхностных вод в экорегионе Понтийская провинция. Значительное увеличение антропогенной нагрузки дополняется существенными изменениями в гидроморфологических параметрах (крайне высокая степень зарегулирования рек гидротехническими сооружениями, насыпи зачастую не содержат водопропускных сооружений, имеющиеся сооружения не позволяют проводить оперативное регулирование уровня воды в реках, водопропускные сооружения (кроме мостов) находятся в неудовлетворительном техническом состоянии, частично или полностью засорены, или заилены, наблюдаются интенсивные процессы заболачивания поймы, подпруженные участки зарастают высшей водной растительностью, а растительные сообщества поймы рек в значительной степени трансформированы и не выполняют свои экологические функции, прибрежные полосы частично распаханы и т.д.). В большинстве проб (60%) воды данного экорегиона зарегистрирована хроническая токсичность, 10% проб были остротоксичными для всего набора биотестов. Токсичными были донные отложения большинства водных объектов. Выявленный уровень загрязнения воды и донных отложений массивов поверхностных вод в экорегионе Понтийская провинция приводит к деградации сообществ гидробионтов, значительному ухудшению экологического состояния в целом.

\* – Работа выполнена в рамках целевого проекта «Кліматогенні перебудови угруповань гідробіонтів та їх вплив на екологічний стан та біопродуктивність транскордонних з ЕС річок України»

1. Водна Рамкова Директива ЄС/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення. Київ, 2006. 240с.
2. Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання: Монографія. – К.: Віпол, 2000. – 376 с.
3. *Материалы* по типизации рек Украинской ССР. Гидрографические характеристики рек Украинской ССР / Дрозд Н.И. – К.: Изд-во АН УССР, 1953. – 349 с.
4. *Методи* гідроекологічних досліджень поверхневих вод /О.М. Арсан, О.А.Давидов, Т.М. Дяченко та ін.; За ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології.Київ: ЛОГОС. 206. 408.
5. *Экосистема* нижнего Днестра в условиях усиленного антропогенного воздействия. – Кишинев: Штиинца, 1990. – 259 с.
6. <http://only-maps.ru/news/fiziko-geograficheskie-osobennosti-rusla-dnestra.html>

УДК 504.453

А.В. Яцик<sup>1</sup>, І.В. Гопчак<sup>2</sup>, Т.О. Басюк<sup>3</sup>, Л.О.Семенко<sup>4</sup><sup>1</sup>Український науково-дослідний інститут водогосподарсько-екологічних проблем, м. Київ, Україна<sup>2</sup>Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне, Україна<sup>3</sup>Міжнародний економіко-гуманітарний університет імені академіка Степана Дем'янчука, м. Рівне, Україна<sup>4</sup>Інститут водних проблем і меліорації НААН України, м. Київ, Україна

## ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН БАСЕЙНІВ МАЛИХ РІЧОК ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ ЗА РІВНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

На сьогодні екологічна ситуація у басейнах малих річок Західного Полісся України є надзвичайно напруженою. Адже особливості нераціонального використання водних ресурсів призвели до порушення норм якості води до рівнів, які з ведуть до деградації водних екосистем, зниження продуктивності водойм. Напружена екологічна ситуація, яка склалася в підсистемах малих річок під впливом антропогенного навантаження, призвела до кількісного та якісного виснаження річкових вод, а також різкого зниження їх самоочисної здатності [1].

Відновлення природно-екологічної рівноваги у водних і навколоводних екосистемах річок Західного Полісся України можливе лише на основі оцінки рівня антропогенного навантаження на басейни річок та визначення їх дійсного екологічного стану, що дасть змогу здійснити водогосподарсько-екологічне районування досліджуваної території, розробити інженерно-організаційні засади вирішення проблем, що існують у басейнах річок.

Оцінюванню антропогенного навантаження з різних позицій присвячено низку наукових досліджень. Вагомий внесок у методологію його розрахунку і класифікації екологічного стану басейнів малих річок зробили А. В. Яцик, П.І. Ковальчук, Л.Б. Бишовець, А.П. Чернявська [1; 2]. Антропогенний фактор у формуванні гідрологічного режиму малих річок Західного Полісся України висвітлено у науковій праці М. Д. Будза [3].

Мета досліджень – визначення рівня антропогенного навантаження і класифікація екологічного стану басейнів малих річок Західного Полісся України.

Визначення рівня антропогенного навантаження та оцінку його впливу на екологічні системи річок виконано за результатами класифікації стану основних природних систем – земельних і водних ресурсів, якості води за хімічним, токсикологічним, бактеріологічним та радіаційним забрудненням [2; 4].

Побудована за екосистемним принципом логіко-математична модель ієрархічної структури дає змогу простежити стан басейнів річок за різними показниками в межах окремих підсистем («Радіоактивне забруднення території», «Використання земель», «Використання річкового стоку», «Якість води») і басейну річки в цілому. За такою структурою моделі можливо не лише оцінити загальний стан басейну річки, а й скласти уявлення про те, як зміни окремих показників підсистем впливають на стан усієї системи басейну. Це дуже важливо для формування напрямів природоохоронної діяльності в басейнах конкретних річок [1; 2].

Як свідчать результати дослідження, немає жодної малої річки, яка б мала «добрий» екологічний стан. У 33 % розглянутих річок «зміни незначні». Однак, у 42 % – стан «поганий» і «дуже поганий». Як «незначні зміни» оцінено стан басейнів річок Цир, Стохід, Веселуха, Кормин, Стубла, Вілія, Вирка та Льва.

Проведені дослідження показали, що загальний стан басейнів малих річок (а це означає, що і середніх) Західного Полісся України в цілому незадовільний.

У використаній методиці основними критеріями визначення екологічного стану є рівні використання земельних і водних ресурсів та якість води, причому якість води і її використання є визначаючими [2]. Виконані розрахунки показали, що в усіх басейнах річок

Західного Полісся України необхідно збільшити лісистість і зменшити площі сільгоспугідь та показник розораності. Зрозуміло, що це не поверне колишній природний стан території і річкам, але допоможе налагодити витрачені функціональні зв'язки, а також сприятиме відтворенню на водозаборах якщо не природного, то природно-антропогенного середовища прийнятної якості.

Для визначення оптимальної величини річкового стоку, яку можна забирати з річки, і величини обсягів скиду виконано аналогічні розрахунки. Вони виконувались для оцінки стану водних ресурсів, яка визначена критерієм «добрий». Проведені розрахунки показують, що для досягнення «доброго» стану використання водних ресурсів річок Українського Полісся необхідно зменшити водоспоживання, а саме: зменшити забір води з річкової мережі в басейнах Стиру, Случі та Хомори, а також з підземних джерел – в басейні Усті; крім того, зменшити об'єм скиду в басейні Стиру від 101,4 до 22,2 млн. м<sup>3</sup>/рік, Горині – від 107 до 30,0 млн.м<sup>3</sup>/рік; Усті – від 14,0 до 1,92 млн.м<sup>3</sup>/рік; Тетерева – від 147,2 до 14,7 млн.м<sup>3</sup>/рік. Лише в басейнах річок Черногузка, Устя та Замчисько фактичне використання річкового стоку досягло «катастрофічних» меж (25%), а в басейні річки Хомора – «поганих» меж (16 %).

Водночас варто зауважити, що міжнародною нормою водокористування вважається та ситуація, коли з річки використовується не більше 10% стоку. Якщо водокористування перевищує 20%, то водний об'єкт належить до числа неспроможних забезпечити соціально-економічний розвиток регіону, в якому він знаходиться, що і спостерігається у випадку малих річок Західного Полісся.

Крім того, екологічна ситуація погіршується через те, що малі річки швидко реагують на надходження стічних вод, навіть коли їх обсяг по відношенню до фактичного обсягу стоку класифіковано як «задовільний», оскільки в більшості нездатні розбавити до екологічно безпечного рівня забруднені стічні води.

Аналіз стану річкових вод з урахуванням економічного розвитку регіонів та впливу на них господарської діяльності свідчить про можливість зменшення антропогенного навантаження на басейни малих річок Західного Полісся України. Проведене дослідження та одержані результати виконаних розрахунків доводять можливість шляхом певних змін у водному господарстві Полісся поліпшити якість води його річок до III класу. Адже сучасний стан якості води у малих річках України перебуває в межах IV-VI класів, тобто від «забрудненої» до «дуже брудної» [1].

Отже, незважаючи на всю складність питання щодо нормування антропогенного навантаження на басейни річок можна поступовим наближенням встановити для кожної річки ті величини навантаження, які не призведуть до втрати самоочисної здатності її екосистем.

1. Яцик А. В. Водогосподарська екологія: у 4 т., 7 кн. – Київ: Генеза – Т. 3, кн. 5. – 2004. – 496 с.
2. Яцик А. В. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України // А. В. Яцик, Л. Б. Бишовець, О. М. Петрук, А. П. Чернявська. – К, 2007, – 71 с.
3. Будз М. Д. Антропогенний фактор в формуванні гідрологічного режиму малих річок Західного Полісся України//Український державний університет водного господарства та природокористування. Вісник УДУВГП. Зб. наук. праць. Вип. 5(18). Ч.5. Гідротехнічні споруди, гідраліка. Гідрологія та гідроенергетика. - Рівне: 2002. - С. 10-16.
4. Гопчак І.В. Аналіз антропогенного навантаження на басейни малих річок Українського Полісся // Геодезія. Землеустрій. природокористування: присвячується пам'яті П.Г. Черняги: Зб. тез Всеукраїнської науково-практичної конференції (м. Рівне, 9-10 листопада 2016 року) – Рівне: НУВГП, 2016. С 119-121.

УДК 504.453:062.2(476)

О.В. Кадацкая, Е.В. Санец, Е.П. Овчарова

*Государственное научное учреждение «Институт природопользования  
Национальной академии наук Беларуси»,  
г. Минск, Республика Беларусь*

## АНТРОПОГЕННАЯ ЭВОЛЮЦИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА РЕК БЕЛАРУСИ

Антропогенное преобразование природных вод суши (в первую очередь поверхностных, почвенных и грунтовых) рассматривалось В.И. Вернадским как закономерное явление в эволюции гидросферы. С геохимической точки зрения появление человека в биосфере и развитие его цивилизации сопровождается преобразованием химического состава всех природных вод, так как любая хозяйственная деятельность человека в той или иной мере оказывает на них воздействие. Научное предвидение великого ученого в полной мере оправдалось в результате развития гидрохимических исследований во второй половине XX века.

В Беларуси в конце 1950-х–начале 1960-х годов под руководством академика К.И. Лукашева в рамках геохимических исследований впервые изучались гидрогеохимические свойства речных вод страны для выяснения пространственных закономерностей их формирования, связанных с литолого-геохимическими и физико-географическими особенностями водосборных территорий. Результатом проведенных исследований явилось выделение на территории страны гидрогеохимических провинций, отражающих роль литогенного, литобиогенного и биогенного факторов в формировании зонального гидрокарбонатно-кальциевого состава речных вод страны.

Полученные при этом количественные показатели содержания макрокомпонентов в воде рек бассейнов Немана, Западной Двины, Днепра и Припяти, наряду с проведенным позднее анализом многолетних данных по ионному составу речных вод (1950–1975 гг.), позволили охарактеризовать природный гидрохимический фон территории страны, выявить закономерности его трансформации в условиях нарастающего антропогенного воздействия.

Симптомы изменения гидрохимического режима рек впервые отчетливо проявились в Беларуси во второй половине 1960-х–начале 1970-х годов. Так, в воде основных рек страны и их притоков был установлен статистически достоверный рост содержания хлоридов, сульфатов и щелочных металлов во все гидрологические фазы. При этом отмечалось ослабление связи гидрохимических и гидрологических параметров. Среднегодовое содержание указанных ингредиентов увеличилось в 2–4 раза по сравнению с их фоновыми (природными) величинами. Последние, как было установлено, варьировали для хлоридов от 2,2 (бассейн Днепра) до 5,2 мг/дм<sup>3</sup> (бассейн Припяти), сульфатов – от 6,7 (бассейн Немана) до 8,6 мг/дм<sup>3</sup> (бассейн Припяти), щелочных металлов – от 3,2 (бассейн Днепра) до 4,9 мг/дм<sup>3</sup> (бассейн Припяти).

Установленные изменения свидетельствовали о начале преобразования природного гидрохимического фона, включающего все виды ландшафтных вод (грунтовые, почвенно-грунтовые и речные), в его природно-антропогенный аналог, формирование которого было обусловлено в первую очередь химизацией сельского хозяйства и мелиорацией земель.

Сделанные выводы базировались на анализе многолетних данных по химическому составу вод крупных и средних рек страны за 1950–1975 гг. и результатах исследования гидрохимии местного стока в водосборах малых рек с различной агротехногенной нагрузкой.

Проведенные исследования указывали также на тот факт, что влияние промышленно-селитебных центров, накладываясь на более длительное и опосредованное сельскохозяйственное воздействие, в отношении солевого состава вод не всегда оказывалось

более значимым, о чем свидетельствовало сравнение содержания макрокомпонентов в воде рек выше и ниже городов, расположенных на Западной Двине, Немане, Днепре и Припяти.

Кроме того, был сделан вывод о том, что абсолютное содержание макрокомпонентов в речной воде по мере увеличения антропогенного пресса возрастет, а затем стабилизируется, варьируя в рамках природно-техногенных значений.

Так, изменение масштабов антропогенной химической нагрузки на реки страны в последние десятилетия XX века, связанное с локальными источниками воздействия (промышленными центрами и городами), сопровождалось значительным ростом в воде рек содержания сульфатов и хлоридов до концентраций, отражающих «природно-техногенные» и «техногенные» черты речных вод. Например, в ходе изучения содержания сульфатов в воде р.Березины (бассейн Днепра) с использованием данных многолетних наблюдений Национальной системы мониторинга окружающей среды (НСМОС) Республики Беларусь (1966–2009 гг.) ниже г.Светлогорска установлен техногенный характер режима сульфатов (1976–1995 гг.), который может быть описан параметрами гидрохимической аномалии, так как выполнены основные условия ее формирования (рисунок).



Рисунок. Среднее для пятилетних периодов содержание сульфатов в воде р.Березины ниже г.Светлогорска в 1966–2009 гг.

Во-первых, концентрация сульфатов в воде реки превышала региональное фоновое содержание в 6–16 раз. Во-вторых, аномальное по отношению к фону содержание ингредиента прослеживалось на протяжении длительного отрезка времени: процесс деконцентрации сульфатов в воде реки не наблюдался в течение 20-летнего периода. При этом максимальные среднегодовые величины оказались выше фонового содержания в 10–24 раза.

В отличие от природных гидрохимических аномалий, обогащение которых происходит за счет пород рудного месторождения, техногенные гидрохимические аномалии имеют временные ограничения, а их пространственные границы зависят от целого комплекса природных и хозяйственных факторов.

В настоящее время формирование техногенной химической нагрузки на водные объекты Беларуси в значительной степени определяется урбанизированными участками водосборов, с которыми связано прямое поступление в гидрографическую сеть нормативно-очищенных промышленно-коммунальных сточных вод, а также вынос загрязняющих веществ с поверхностным стоком с территорий городов. Хроническое воздействие техногенных гидрохимических потоков формирует определенный уровень загрязнения речных вод, в частности соединениями минерального азота и фосфора, который по-разному выражен в пространственно-временном отношении для рек основных бассейнов страны.

Практически для всех рек Беларуси, на которых расположены крупные и средние города, характерно устойчиво выраженное во времени «фосфатное» загрязнение. При этом эффект воздействия техногенного потока фосфатов наиболее отчетливо проявляется в паре «город–малая река». «Аммонийное» загрязнение рек в последние годы имеет тенденцию к ослаблению. Загрязнение рек азотом нитритным локализуется, как правило, на отдельных участках рек и выражено слабее.

УДК: 552:550.424.6. (476+477)

Д. Л. Творонович-Севрук, О. В. Лукашѐв  
*Белорусский государственный университет,  
г. Минск, Республика Беларусь*

## **ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ГЕОХИМИЧЕСКОГО ИЗУЧЕНИЯ ВОДОСБОРА Р. ПРИПЯТЬ В БЕЛАРУСИ**

Река Припять является крупнейшим правым притоком Днепра, протекающим по территории Беларуси и Украины. К настоящему времени в Беларуси сформировалось несколько основных направлений геохимического изучения водосбора данной реки.

Традиционный подход (период 1960–1980-е гг.) заключается в изучении дифференциации химических элементов в покровных отложениях водосбора и нижележащих породах (отражѐн в трудах Института геохимии и геофизики НАН Беларуси, Белорусского научно-исследовательского геологоразведочного института и других научных и научно-производственных организаций). Для данного подхода характерно исследование геологического строения речных долин от кристаллического фундамента до четвертичных отложений, геохимии, минералогии и литологии руслового, пойменного и старичного аллювия, а также выявление взаимосвязи состава аллювия с размываемыми породами бассейна эрозии. Распространѐнными аспектами изучения являлись сравнительная геохимическая оценка бассейнов рек Северной, Центральной и Южной провинций Беларуси и определение областей сноса осадочного материала в водосбор на протяжении последних оледенений. Проводилось исследование гранулометрии аллювиальных отложений, концентраций химических элементов в различных типах аллювия (в ряду песок–супесь–суглинки–глина), первичного и вторичного минералообразования и др. Велось изучение твѐрдого и жидкого стока, в частности, определение минералогии и геохимии взвесей. Мониторинг гидрохимических особенностей вод водосбора р. Припяти (в рамках оценки состояния природной среды Беларуси) осуществляется и в настоящее время.

Другим подходом (1980–2010-е гг.) к геохимическому изучению аллювия водосбора р. Припяти является исследование путей миграции и аккумуляции химических элементов под воздействием техногенеза. Направление характеризуется преимущественным изучением субфациальных образований (донных наилок) и применением метода постадийных вытяжек. В рамках данного подхода можно выделить следующие основные направления:

- установление изменений содержания химических элементов в аллювии от верховий к низовьям рек водосбора;
- выявление характера изменения содержания химических элементов во взвесах на протяжении года;
- изучение роли продуктов выветривания Украинского кристаллического щита в формировании покровных отложений на территории правых притоков, возникновении геохимических аномалий;
- изучение особенностей поступления радионуклидов естественного происхождения в аллювий из урановых провинций водосбора правых притоков;
- определение воздействия хозяйственной деятельности на состав аллювиальных отложений на урбанизированных территориях;
- мониторинг состояния системы очистных сооружений вследствие преимущества технологий водоотведения с конца 1980-х гг.;
- контроль геохимического состояния современного аллювия рек Стырь и Горынь (оценка потенциального воздействия Хмельницкой и Ровенской АЭС);

– установление особенностей перетока вещества между водосборами по существующей сети мелиоративных каналов и иных гидротехнических сооружений в геохимических, гидрогеологических и радиогеохимических аспектах; прогнозирование изменения ореолов рассеяния радионуклидов при потенциальных радиоактивных инцидентах;

– систематическое дистанционное зондирование водосборов рек, участвующих в трансграничном переносе, для принятия упреждающих мер по недопущению ухудшения экологической ситуации в водосборе;

– изучение и мониторинг гидрогеологических особенностей территории Петриковского горнопромышленного района в пределах водосбора р. Припяти, в том числе создание сети наблюдательных скважин, исследование гидрохимической трансформации поверхностных вод в процессе эксплуатации рудника;

– изучение геохимических изменений современного аллювия при переходе от индустриальной модели развития хозяйства к аграрной и элементам постиндустриальной культуры.

УДК 556.535:556.06

Я.С. Яров, Н.С. Лобода  
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна

## **ОЦІНКА ВПЛИВУ ТРИВАЛОГО ЗРОШУВАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ЗЕМЕЛЬ ВОДАМИ РІЧКИ-ДОНОРА НА ЯКІСТЬ ПОВЕРХНЕВИХ ТА ПІДЗЕМНИХ ВОД ВОДОЗБОРІВ МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я (НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ БАРАБОЙ)**

Актуальність обраної теми зумовлена необхідністю проведення наукових досліджень гідрологічного та гідрохімічного режиму малих річок Північно-Західного Причорномор'я, де протягом багатьох років триває зрошування сільськогосподарських земель водами річок-донорів. Багаторічне донорське зрошування може суттєво змінювати екологічний стан поверхневих і підземних вод.

Річка Барабой розташована в межах Одеської області і за площею водозбору (652 км<sup>2</sup>) відноситься до категорії «малих» річок. Річка недостатньо вивчена у гідрологічному та гідрохімічному відношенні. Басейн річки є складовою Нижньодністровської зрошувальної системи (НДЗС), в якій використовуються води річки-донора Дністра. НДЗС розпочала свою роботу у другій половині минулого сторіччя (з 1967 р. введена в дію I черга, з 1984 р. – II). Дністровська вода подається на поля головною насосною станцією (ГНС), розташованою у селі Маяки поблизу р. Дністер. В системі працює низка насосних станцій для підкачування води. На річці створені два водосховища, які також наповнюються водами Дністра: Барабойське та Санжейське. З ГНС вода подається у Барабойське водосховище, а з нього - у канал МК-2 і далі у розподільну мережу II черги НДЗС. Скидання вод з системи може відбуватися у розташоване нижче за течією Санжейське водосховище, з якого (за умови регулярних промивок) також здійснюється забір води на зрошування.

У роботі наведені результати досліджень змін гідролого-гідрохімічних характеристик поверхневих та підземних вод річки Барабой, які відбулися на протязі дії НДЗС. До аналізу залучені матеріали ОГГМЕ ООУВР (ГНС р. Дністер-с. Маяки; Барабойське і Санжейське водосховища; р. Барабой – с. Барабой, результати експедиційних досліджень ОДЕКУ, які проводились на річці в 2009-2018 рр.).

Оскільки дані гідрологічних спостережень на річці відсутні, оцінки характеристик природного і трансформованого водогосподарською діяльністю стоку виконувались на базі імітаційної стохастичної моделі «клімат-стік», розробленої в ОДЕКУ. Установлено, що зворотні води, які надходять із сільськогосподарських земель, зрошуваних за рахунок вод річки-донора (Дністра), суттєво збільшили річний стік річки Барабой у гирлі (на 10-30 % за багаторічний період в залежності від площі зрошування, яка змінювалась у різні періоди). Додаткове надходження води у басейн річки забезпечило її стабільний стік у маловодні роки. Проте проведені водогосподарські перетворення порушили природний екологічний стан поверхневих та підземних вод.

Води річки Дністер, якою наповнюють Барабойське водосховище, відносяться до категорії низько мінералізованих, слабо лужних, гідрокарбонатно-кальцієвих вод і визнані придатними для зрошування чорноземів. Мінералізація Барабойського водосховища становить 501 мг/дм<sup>3</sup>, клас сульфатний, група Mg, тип II, а Санжейського водосховища – 1629 мг/дм<sup>3</sup>, клас сульфатний, група Na, тип II. Таким чином, у водах розглянутих водосховищ переважає гідрохімічний склад характерний для степової географічної зони (сульфатно-хлоридні води змішаного катіонного складу). Наповнення водосховищ дністровською водою обумовило зменшення мінералізації, яка у природних умовах становила 700 мг/дм<sup>3</sup>, а у сучасних перевищує 1000 мг/дм<sup>3</sup>. Значне збільшення мінералізації у Санжейському водосховищі при порівнянні із Барабойським пов'язане із тим, що воно приймає до себе не тільки води Дністра, а і зворотні води із зрошуваних полів. Певний вплив на хімічний склад води має підняття рівнів слабо солонуватих (1000-1500) мг/дм<sup>3</sup> ґрунтових

вод під зрошуваними сільськогосподарськими масивами та їх наступне розвантаження у русло річки та водосховища. У створі села Барабой, розташованому нижче Санжейського водосховища, мінералізація води зростає до 1500-3000 мг/дм<sup>3</sup>, вода належить до хлоридного класу, групи кальцію-магнію, III типу. Оцінка якості води, виконана за різними методиками, дозволила зробити висновок про погіршення екологічного стану річки в результаті довготривалого зрошування. Аналіз якості води створених в басейні р. Барабой водосховищ за даними ОГГМЕ ООУВР і ОДЕКУ за 2000 - 2018 рр. показав, що у Барабойському водосховищі стан води кращий, ніж в у Санжейському. По методу КІЗ (з використанням рибогосподарських норм) рівень забрудненості вод Барабойського водосховища становив 3,52 бали (III-б клас якості, «брудна»); Санжейського - 5,56 балів (IV-б клас якості, «дуже брудна»). Максимальний рівень забруднення в Барабойському водосховищі був установлений по азоту нітритному, в Санжейському – по азоту нітритному і амонійному. Оцінка якості вод р. Барабой в створі поблизу с. Барабой, розташованому нижче Санжейського водосховища, за комбінаторним індексом забруднення (КІЗ) показала, що якість поверхневих вод здебільшого відповідала найгіршому IV класу якості («дуже брудна»). Головними забруднювальними речовинами визнані азот нітритний і СПАР. Оцінка якості води за індексом забруднення води (ІЗВ) дозволила виявити, що на протязі 2000–2018 рр. спостерігалось погіршення якості вод р. Барабой від III класу якості («помірно забруднена») до VI класу («дуже брудна»), що свідчить про порушення екологічних параметрів вод річки і характеризує її стан як «екологічний регрес». Фільтраційні води із зрошуваних водами річки-донора масивів із відносною площею зрошування, яка на протязі дії НДЗС змінювалася від 20 до 10%, вплинули на об'єм та якість підземних вод. Забрудненню піддалися, насамперед, ґрунтові води. Сформувалися нові «джерела» виходу підземних вод на берегах річки та водосховищ. Дослідження гідрохімічних показників підземних (ґрунтових) вод в басейні р. Барабой проводилося під час експедиційних робіт ОДЕКУ ( 2009 – 2018 рр.) Станції спостережень розмістилися у місцях розвантаження ґрунтових вод: джерела біля сс. Миколаївка, Петродолинське, Новоградівка, правий берег Санжейського водосховища. Оцінка якості вод виконувалась за методом КІЗ з використанням рибогосподарських норм (ґрунтові води приймають участь у наповненні водойм, де ведеться рибицтво, яке відноситься до провідних користувачів водних ресурсів р. Барабой протягом усього року, на відміну від сезонності використання вод для зрошування). Аналіз іонного складу джерел в басейні р. Барабой показує, що в зонах розташування зрошувальних масивів НДЗС (джерела біля с. Петродолинське, с. Новоградівка, Санжейського водосховища) ґрунтові води відносяться до хлоридного класу, групи кальцію, III типу і збільшують свою мінералізацію з 3,9 до 4,5 г/дм<sup>3</sup> порівняно з територіями, розташованими поза межами впливу зрошувальних масивів (джерело біля с. Миколаївка за іонним складом відноситься до сульфатного класу, групи магнію, III типу, має мінералізацію 5,49 г/дм<sup>3</sup>). Оцінка рівня біогенного забруднення джерел ґрунтових вод в басейні р. Барабой показала, що вздовж течії річки середньо багаторічні коефіцієнти кратності перевищень рибогосподарських ГДК мають тенденцію до зростання. Установлене зростання вмісту хлору та токсичності ґрунтових вод по довжині водозбору. На всіх станціях виявлене забруднення по сполукам азоту, головним іонам. Рівень забруднення всіх джерел ґрунтових вод відповідав IV класу якості («дуже брудна»), в найгіршому стані знаходиться джерело біля Санжейського водосховища (показник ПКІЗ - 8,1 балів). Найнижчий рівень забруднення фіксувався по фосфатам, максимальний – по азоту нітритному і амонійному. Оцінка змін якості артезіанських вод надавалася за даними свердловини № 2097, яка працює більше 50 років. Свердловина знаходиться в зоні впливу зрошувальної системи, її води як і води інших свердловин басейну використовуються для питного водопостачання. Аналіз хімічного складу виявив наявність у воді сполук азоту і фосфати, які раніше не спостерігались. За показником мінералізації (ДСТУ 4808:2007) був установлений 2 клас якості води («добра, прийнятної якості»), а по вмісту магнію якість води дійшла до 4 класу – («посередня, обмежено придатна, небажаної якості»).

УДК [544.58:628.357](282.247.32)

А.В. Ляшенко, К.Є. Зоріна-Сахарова, В.Л. Долинський, Л.В. Гулейкова,  
Т.М. Серета, О.О. Гупало, О.Л. Савицький, В.В. Триліс,  
*Інститут гідробіології НАН України,  
м. Київ, Україна*

## ЕКОСИСТЕМА Р.ІНГУЛЕЦЬ В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.

Річка Інгулець – водний об'єкт, який вже більше 100 років знаходиться під техногенним впливом, особливо суттєвим в районі м. Кривий Ріг, де розміщені великі гірничодобувні та переробні підприємства. Її природний режим тут порушений роботою водосховищ, забором води на зрошення, водопостачання, а також періодичними скидами шахтних та кар'єрних вод [2]. Починаючи з 1881 р. в Криворізькому басейні відбувається розробка родовищ залізних руд, в процесі якої накопичуються значні об'єми твердих та рідких відходів, надлишки яких збираються у ставку-накопичувачі балки Свистунова.

Для мінімізації негативного впливу високомінералізованих шахтних вод на екосистему річки, а головне, на якість зрошувальних вод розроблений відповідний регламент їх накопичення та скиду [2]. Скиди здійснюються в міжвегетаційний період з розбавленням зворотних вод до рекомендованих у контрольних створах нижче місця скиду значень хлоридів (не більше 4,5 г/л) та загальної мінералізації (не більше 9,0 г/л). Після завершення скиду русло р. Інгулець промивається водою з Карачунівського водосховища, з компенсацією відповідних обсягів дніпровською водою, яка подається у верхів'я р. Інгулець каналом Дніпро–Інгулець. Саме цей захід дає можливість перед початком вегетаційного та зрошувального сезону довести якість води в нижній течії р. Інгулець до придатної для використання її на зрошення [2].

Концентрація солей в шахтних водах, які скидаються, коливається в межах 38,0–42,0 г/л (в середньому близько 40,0 г/л) і має тенденцію до зростання. В зв'язку з подальшим поглибленням шахт виникає потреба у відкачці підземних вод з більш глибоких горизонтів, де концентрація солей вища у порівнянні з верхніми горизонтами, що, за умови підтримки регламентних концентрацій солей в створах нижче місця скиду, вимагає більш дозованого скидання шахтних вод в р. Інгулець, і відповідно – пролонгованого у часі випорожнення ставка-накопичувача.

Це стало причиною створення альтернативної схеми (режиму) акумуляції надлишків зворотних вод у ставку-накопичувачі «Балка Свистунова» та їх скиду в р. Інгулець. Одним з етапів її впровадження є виконання оцінки сучасного екологічного стану гідробіоценозів р. Інгулець, а також прогноз можливих змін в екосистемі в разі зміни існуючої схеми скиду, а саме: 1) подовження періоду скиду зворотних вод з чотирьох до шести місяців (починаючи з середини вересня і закінчуючи серединою березня); 2) зниження концентрації забруднюючих речовин нижче місця скиду у порівнянні з нинішніми дозованими скидами з розбавленням до допустимих регламентом концентрацій.

Метою роботи були дослідження сучасного стану гідробіоценозів р. Інгулець у весняний та літній стабілізаційний періоди та змін, які в них відбулися, в порівнянні з ретроспективними матеріалами, а також в прогнозній оцінці їх стану при застосуванні альтернативної схеми (режиму) скидів надлишків зворотних вод зі ставка-накопичувача.

За результатами експедиційних досліджень в 2018 році в трьох створах р. Інгулець загалом було знайдено 316 видів гідробіонтів, в тому числі макрофітів – 16, фітопланктону – 148, зоопланктону – 56, макрозообентосу – 70 та іхтіофауни – 26 видів. На ділянці вище скиду зворотних вод (ст. 1 (с. Латівка)) кількість видів була найменша – 174, ділянки нижче місця скиду характеризуються майже однаковим видовим багатством (199 на ст. 2 (с. Андріївка) та 202 види на ст. 3 (нижче м. Снігурівка)).

В цілому, структура гідробіоценозів відповідала умовам зимового та ранньовесняного періоду, зареєстровані структурно-функціональні показники можна вважати типовими для досліджених сезонів, суттєвих трансформацій на ділянці ріки від с. Латівка до водозабору Інгулецької зрошувальної системи не було зареєстровано.

Порівняння з ретроспективними матеріалами виявило певне збагачення видового складу фітопланктону та макрозообентосу р. Інгулець, збільшення кількісних показників донних макробезхребетних та зменшення рівня розвитку фітопланктону. Зоопланктон р. Інгулець, завдяки своїй високій адаптаційній і відновлювальній здатності не зазнає відчутних змін під впливом забруднюючих скидів, характеризується відносно високим рівнем розвитку в межах значень, властивих для весняного та літнього сезонів.

Характер динаміки кількісних показників для різних біотичних угруповань уздовж течії р. Інгулець може різнитись. Для іхтіофауни та макрозообентосу рівень видового багатства на всіх досліджених ділянках достовірно не відрізнявся. Планктонні угруповання та макрофіти акваторії вище скиду зворотних вод характеризувались більш низьким видовим багатством, ніж нижче розташовані ділянки, загалом видове багатство для цих угруповань збільшується вниз по течії.

Аналіз наявних фондових та опублікованих матеріалів іхтіофауни показав, що більша частина видового складу риб, зареєстрованих в 2000–2001 рр. мешкає в річці і зараз, однак відмічено домінування непромислових видів з високим ступенем екологічної пластичності та суттєве скорочення видового різноманіття молоді риб для станцій нижче місця скидів.

Зважаючи на наявність у фітопланктонних, зоопланктонних та зообентосних угрупованнях значної частки організмів, що характеризуються високою сапробністю, можна стверджувати про забруднення дослідженої ділянки органічними речовинами, джерелом яких може бути м. Кривий Ріг.

В умовах підвищеної мінералізації води, спричиненої, як природними, так і антропогенними чинниками, в річці сформувався своєрідний, переважно евригалінний комплекс видів, які добре переносять коливання мінералізації вод від майже прісної (гіпогалінної) до солонуватої (оліго-мезогалінної). У складі вищих водяних рослин, макрозообентосу та іхтіофауни переважають види, здатні мешкати в широкому діапазоні солоності (від прісних до солонуватих вод). У фітопланктоні в домінуючих комплексах присутні галофільні (солонуватоводні) види водоростей. Верхньою межею солоності для існування більшості дорослих риб є 8–12‰, для ікри та молоді – переважно 3,5–7,0‰. За літературними матеріалами та звітами попередніх років досліджень встановлено, що для молоді корошових виживання біля верхньої межі солоності складає біля 50%, а на стадії активного руху ембріонів та вилуплення личинок під дією концентрацій вищих за 2,0 г/л виживаність личинок знижується на 67% [3].

Застосування альтернативної схеми акумуляції та скиду зворотних вод, яка передбачає зниження мінералізації на дослідженій ділянці до 3,5 г/л [1] для більшості гідробіонтів негативних наслідків мати не буде, однак умови раннього нересту деяких видів риб (зокрема головня європейського та бичків) потребують додаткових досліджень.

1. *Альтернативна схема (режим) акумуляції надлишків зворотних вод у ставку-накопичувачу та їх скидання у р. Інгулець.* – ПрАТ «УКРВОДПРОЕКТ». Звіт по 1 етапу. – Київ, 2018.
2. *Багрій І.Д., Гожик П.Ф., Самоткал Е.В. та ін.* Гідроекосистема Криворізького басейну – стан і напрямки поліпшення. — К.: Фенікс, 2005. — 216с.
3. *Звіт за господарською темою №1/2000 «Оцінка впливу техногенних навантажень на екологічний стан водогосподарської системи річок Інгулець та Саксагань з урахуванням щорічного скиду надлишкових зворотних вод гірничорудними підприємствами Кривбасу за 2000-2001 рр.».* – К., 2001. – 64 с.

УДК 556.551

О. М. Гриб, М. Г. Сербов, Я. С. Яров, Є. Л. Бояринцев, П. А. Терновий, В. В. Пилип'юк

*Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна***ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ПРИБЕРЕЖНИХ ЗАХИСНИХ СМУГ У БАСЕЙНІ РІЧКИ ВЕЛИКИЙ КУЯЛЬНИК ТА ЗАГАЛЬНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ЗАХОДІВ З ЙОГО ПОЛІПШЕННЯ У МАЙБУТНЬОМУ**

Інформації про теперішній стан та використання земель прибережних захисних смуг (ПЗС) і водоохоронних зон у басейні річки Великий Куяльник (р. В. Куяльник) на сьогодні практично немає, що створює широке поле для непорозумінь та зловживань під час їх використання та призводить до інтенсивної деградації екосистеми як самої річки, так і Куяльницького лиману, до якого вона впадає [1, 2]. Для визначення сучасного стану ПЗС у басейні р. В. Куяльник, які відбулися в результаті антропогенних перетворень, використані топографічні карти різних масштабів, супутникові знімки даної території та матеріали натурних експедиційних досліджень ОДЕКУ [3].

Згідно Водного (ВКУ) [4] та Земельного (ЗКУ) [5] кодексів України, для малих річок (до яких належить р. В. Куяльник), струмків і потічків, а також ставків площею менше 3 га ширина ПЗС повинна складати не менш ніж 25 м. Якщо крутизна схилу більше 3° (перевищення між двома точками становить більш ніж 0,05 м на 1 м схилу), то мінімальна ширина ПЗС подвоюється. Для ставків площею більше 3 га мінімальна ширина ПЗС дорівнює 50 м. На заплавах або на обривистих берегах, зовнішня межа ПЗС приймається не ближче ніж 50 м від брівки корінного берега в напрямку до вододілу [6]. Якщо річка на певній ділянці має кілька рукавів чи приток, ПЗС встановлюється на обох берегах річки від крайніх рукавів. Півострови, серед яких і ті, що утворилися внаслідок меандрування річки, повністю включаються до ПЗС, якщо ширина перешийка не перевищує 2,5 ширини ПЗС. Берегові схили крутістю понад 5° незалежно від рослинності на них відносяться до території ерозійної активності (включно з ярами, балками, улоговинами стоку) та належать до ПЗС.

При визначенні меж ПЗС у басейні р. В. Куяльник застосовані науково-методичні доробки вітчизняних вчених у цій галузі [6-11]. Серед сучасних методів дослідження стану ПЗС одним з найефективніших є метод, заснований на використанні даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ). Використання цього методу є актуальним, якщо здійснювати регулярні польові дослідження складно і дорого [3]. Оцінку структури ПЗС у басейні річки здійснено шляхом дешифрування ретроспективних рядів космічних знімків з супутників «Landsat» за останні 10 років (з 2007 по 2018 рр.). Для оброблення та інтерпретації даних ДЗЗ використано програму Google Earth Pro (версія: 7.3.25491, 64-bit).

В зв'язку з тим, що р. В. Куяльник та інші водотоки в її басейні в межінь пересихають, при визначенні ширини і меж ПЗС вимірювання виконувалися від середини русла (тобто внутрішня межа ПЗС співпадала з стрижнем річки). Для дослідження розмірів та сучасного стану ПЗС спочатку було визначено місцеположення русел усіх водотоків (річок, балок, струмків) і водойм (ставків і водосховищ) у басейні р. В. Куяльник. Далі всі водотоки та водойми були нанесені на супутникові знімки і лише після цього визначалися розміри та стан ПЗС. Уточнення інформації про стан ПЗС здійснювалося під час експедиційних досліджень ОДЕКУ в басейні річки у травні 2018 р. У результаті дешифрування космічних знімків отримано картосхему басейну р. В. Куяльник з позначенням руслової мережі, штучних водойм, меж ділянок русел з порушеними ПЗС й іншими даними [3].

Враховуючи те, що крутизна схилів р. В. Куяльник майже за всією довжиною русла перевищує три градуси, а всі руслові ставки (крім одного) мають площу більше 3 га, мінімальна ширина ПЗС вздовж берегів повинна бути не менше 50 м. Виключенням є дві ділянки з ПЗС шириною 25 м: 9,5 км в межах гирлової частини річки (від південної межі

спрямленого русла річки до урізу води в лимані, при позначці мінус 6,5 м БС) та 1,1 км у верхів'ях річки (у т. ч., для одного ставка площею менше 3 га на території с. Куяльник).

Визначено, що загальна довжина ПЗС вздовж русла р. В. Куяльник становить 340 км (170 км – вздовж правого берегу річки, 170 км – вздовж лівого берегу річки). Установлено, що 44,0% ПЗС вздовж правого берегу сучасного русла р. В. Куяльник та 44,1% ПЗС вздовж лівого берегу не відповідають вимогам ст. 88 ВКУ та ст. 60 ЗКУ.

Основними порушеннями чинного законодавства, виявленими вздовж сучасного русла р. В. Куяльник, є недотримання ширини ПЗС, встановленої у ст. 88 ВКУ та ст. 60 ЗКУ. Територія, де порушені межі ПЗС вздовж сучасного русла річки (включаючи заплаву), найчастіше зайнята розораними землями та городами. На двох ділянках річки в межах ПЗС і заплави є літні табори для худоби (с. Северинівка та с. Качурівка). В гирловій ділянці річки в межах ПЗС і заплави виявлені штучні земляні насипи і траншеї, залізобетонні плити та інші конструкції, які залишилися після демонтажу труб газопроводу. У верхів'ях річки (на території с. Куяльник) в межах ПЗС виявлені стихійні звалища сміття. Отже, за результатами дешифрування космічних знімків та натурних обстежень басейну р. В. Куяльник визначено, що у межах ПЗС – земель, де заборонено здійснення будь-якої господарської діяльності – на сьогодні є значні порушення режиму ПЗС. Слід зазначити, що на окремих ділянках річок у басейні р. В. Куяльник ПЗС зовсім відсутні, а русло повністю розоране (наприклад, ділянка поблизу с. Федорівка). Все це є прямим порушенням вимог ст. 88 та 89 ВКУ.

Заходи щодо упорядкування ПЗС та водоохоронних зон мають складатися з організаційно-господарських, агротехнічних, луко- та лісомеліоративних і гідротехнічних заходів, які спрямовані на поліпшення поверхневого стоку, зниження інтенсивності ерозії, зменшення виносу забруднюючих речовин у водні об'єкти, відтворення водних, земельних і живих біологічних ресурсів для забезпечення належного рівня екологічного стану водних екосистем [7, 9]. Рослинність ПЗС повинна бути ярусною і складатись із дерев, чагарників, багаторічних трав і злакових рослин. Бажано, щоб насадження максимально затіняли води від сонячного випромінювання. З іншої сторони, щоб менше затіняти сільгоспугіддя, висока рослинність має бути розміщена ближче до русла. Дерева, крім того, своєю кореневою системою закріплюють русло і ґрунт [8], сприяють водорегулюванню. Для упорядкування сучасного стану ПЗС та водоохоронних зон у рамках дотримання положень ВКУ необхідним є винесення в природу та закріплення відповідними знаками меж ПЗС із подальшою інспекцією дотримання положень ВКУ і ЗКУ щодо режиму їх експлуатації [4, 5, 10]. Спеціальні інформаційні знаки встановлюють у місцях входу (виходу) на територію ПЗС, руху транспорту, в місцях перетину межі водного об'єкта дорогами, стежками та ін. Впровадження цих екологічних компенсаторних заходів дозволить мінімізувати антропогенний вплив на водно-земельні ресурси у басейні р. В. Куяльник.

### Список використаної літератури

1. N. S. Loboda, O. M. Gryb. Hydroecological Problems of the Kuyalnyk Liman and Ways of Their Solution / Hydrobiological Journal. 2017. Volume 53. Issue 6. Pages 87-95.
2. Водний режим та гідроекологічні характеристики Куяльницького лиману: моногр. / За ред. Лободи Н. С., Гопченка Є. Д. Од. держ. екол. ун-т. Одеса: ТЕС, 2016. 332 с.
3. Науково-дослідні роботи з обстеження русла річки Великий Куяльник: звіт з НДР (заключний) / Од. держ. екол. ун-т; наук. керів. Н. С. Лобода. № держреєстрації № 0118U000850, Одеса, 2018. 509 с.
4. Водний кодекс України від 06.06.1995 р. № 213/95-ВР.
5. Земельний кодекс України від 25.10.2001 р. № 2768-III.
6. Косяк Д. С., Холоденко В. С. Оптимізація розмірів водоохоронних зон річок Українського Полісся // Вісн. нац. ун-ту водного господарства та природокористування. 36. наук. пр. Вип. 3 (71). 2015. С. 130-136.
7. Яцик А. В. Водогосподарська екологія: у 4 т., 7 кн. / К.: Генеза, 2003-2004. 1960 с.
8. Екологічні основи управління водними ресурсами: навч. посібник / А. І. Томільцева, А. В. Яцик, В. Б. Мокін та ін. / К.: Ін-т екол. упр. та збалансованого природокористування, 2017. 200 с.
9. Покидько І., Мартин А. Нова концепція формування водоохоронних обмежень у використанні земель // Землевпорядний вісн. 2012. № 7. С. 34-40.
10. Осипчук С., Кошель А., Колганова І. Науково-методичні підходи до розроблення проектів землеустрою щодо встановлення прибережних захисних смуг // Землевпорядний вісн. 2013. № 7. С. 21-25.

УДК [556.5+574.5]

С. В. Батор  
Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна  
e-mail: svitlanadaragan@gmail.com

## ЗАХОДИ ПО РЕГУЛЮВАННЮ СТАНУ ВОДОЙМ КИЄВА ТА ЯКОСТІ ЇХ ВОД ШЛЯХОМ ЗМІНИ ГІДРОЛОГІЧНИХ УМОВ

Незадовільний екологічний стан водойм Києва [1, 2], які є невід'ємною складовою ґрбоекосистеми, може негативно впливати на здоров'я та обумовлювати виникнення несприятливих епідеміологічних умов. Крім цього, занедбаність водних об'єктів, спричинена неконтрольованим надходженням забруднених зливових та промислових стічних вод, порушує естетичність міста. Процеси відновлення водних екосистем, що зазнають значного та постійно діючого антропогенного впливу, відбуваються повільно. Поліпшення стану та умов функціонування водних екосистем можливо шляхом проведення комплексу оздоровлювальних водоохоронних заходів безпосередньо на водозборах водойм та їх акваторіях.

Першим і обов'язковим заходом поліпшення екологічного стану водойм Києва має бути ліквідація джерел та припинення надходження забруднювальних речовин разом з поверхневим та підземним притоком з водозбірної території, зі скидами забруднених стічних та промислових вод, з несанкціонованих звалищ побутових та інших відходів. Для забезпечення надходження до водойм очищених поверхневих вод необхідно посилити процес інфільтрації вод через ґрунти, тобто збільшити поглинальну спроможність останніх, шляхом зменшенням заасфальтованих площ водозборів (території паркування, прилеглих територій до житлових масивів, автодоріг поблизу водойм тощо).

Безпосередньо в акваторіях водойм заходи з поліпшення екологічного стану полягають у штучному регулюванні гідрологічних умов як абіотичних факторів функціонування водних екосистем. Ці заходи диференційовані за елементами гідрологічного режиму, способами їх регулювання, типом водних об'єктів.

Ефективним серед локальних методів оздоровлення екосистем водойм Києва є штучне посилення їх зовнішнього водообміну за рахунок додаткового притоку вод з інших водних об'єктів. Такий спосіб обумовлює збільшення частки поверхневого притоку у відношенні до інших складових водного балансу водойми. Зовнішній водообмін *гідрогенних водойм*, зокрема, *заток Дніпра* можливо посилити за рахунок внутрішньодобових коливань рівня води в Канівському водосховищі.

Посилення зовнішнього водообміну можливо шляхом розчищення захаращених малих водотоків. Поверхневий притік з малих водотоків є визначальним у формуванні водного балансу *штучних водойм – ставків*. Під час досліджень, наприклад, Китаївських ставків виявлено, що русло однойменного струмка дуже захаращене поваленими деревами, листям, залишками органічних решток, тощо. Це суттєво обмежує формування поверхневого притоку води. При цьому, витрата води у Китаївському струмку у вегетаційний період становить 0,001–0,010 м<sup>3</sup>/с. Зменшення витрат води та постійне надходження до ставків органічних речовин разом з поверхневими водами сприяють посиленню евтрофікації вод, заростанню мілководних ділянок водойм і старінню водних екосистем в цілому.

Одним із заходів поліпшення стану *гідрогенних та штучних водойм Києва* є посилення зовнішнього водообміну та регулювання гідродинамічних процесів шляхом зміни їх морфометричних характеристик, зокрема зменшення їх максимальних глибин. Критерієм визначення оптимально можливих глибин може бути наявність температурної та кисневої стратифікації. Відомо, що у придонних шарах глибоких ділянок водойм, починаючи з періоду літнього нагрівання до кінця осіннього охолодження, формуються сірководневі зони. За таких умов тут відбувається вторинне забруднення водних мас важкими металами та іншими розчиненими речовинами, що вивільняються з донних відкладів.

Регулювання гідродинамічних процесів у зарослих макрофітами водоймах можливо шляхом розчищення та контролю їх розвитку на акваторії. Ці заходи включають механічне викошування і вилучення рослинності, заселення рослиноїдних риб. При цьому, виконання таких заходів має виконуватися відповідно до науково-обґрунтованих вимог. Необхідно пам'ятати і про позитивну роль вищої водної рослинності у функціонуванні водних екосистем. Адже макрофіти є первинною ланкою живлення для гетеротрофних організмів, основним місцем для нересту фітофільних риб, укриттям для молоді риб та зоопланктону. Завдяки своєму розташуванню вздовж берегів макрофіти мають можливість перехоплювати біогенні речовини, що надходять з водозбору, та першими засвоювати їх з придонного шару літоральної зони [3]. Угрупування повітряно-водної рослинності, затіняючи водну поверхню та поглинаючи біогенні речовини, виступають антагоністами синьозелених водоростей у забезпеченні поживних речовин, в результаті чого пригнічують їх розвиток і цим усувають процес «цвітіння» води [4].

Результати наукових досліджень свідчать про те, що посилення внутрішньоводоймових процесів позитивно впливає на стан водних екосистем. Ці процеси у водоймах Києва можливо активізувати шляхом встановленням аераційних установок. Так, у місцях дії аераторів локально зростають показники насичення води киснем, посилюються швидкості течії та турбулентне перемішування. Відомо, що збільшення швидкості течій призводить до зниження чисельності синьозелених водоростей, які у штильову та сонячну погоду, зазвичай, формують плями «цвітіння» водних мас. Посилення гідродинамічних процесів за допомогою аераторів забезпечує додаткове насичення киснем водних мас, вирівнювання їх за іншими гідрохімічними, гідрофізичними, гідробіологічними характеристиками, сприяє інтенсифікації процесів самоочищення і в цілому покращанню умов функціонування екосистеми водойми. Особливо це актуально для евтрофних стратифікованих водойм, що характеризуються анаеробними умовами у придонній зоні. Адже насичення води киснем зменшує десорбцію з донних відкладів важких металів, сполук фосфору та інших речовин.

Не менш важливим заходом регулювання гідрологічних умов є зниження токсичної дії забруднених донних ґрунтів, яке можливо проводити шляхом виїмки або захоронення (екранування) донних відкладів. При значному забрудненні поверхневого шару донних ґрунтів проводять їх вилучення механічним способом за допомогою бульдозера (якщо є можливість тимчасово осушити водойму) або земснаряду [5]. На ділянках водойм, де вилучення забруднених ґрунтів неможливе, рекомендується екранування дна – присипання донних відкладів шаром чистого піску, глини або сорбуючого матеріалу товщиною 15–30 см. Ці заходи проводять для запобігання вивільненню біогенних та забруднювальних речовин з донних відкладів.

Розроблено еколого-гідрологічних комплекс заходів із поліпшення стану водойм Києва шляхом регулювання ключових елементів гідрологічного режиму, що включає проведення меліоративних робіт на їх водозборах та акваторіях. При розробці та реалізації вищезазначених заходів мають враховуватися гідрологічні особливості кожної водойми окремо.

1. Екологічний стан київських водойм / [Афанасьева О. А., Багацька Т. С., Оляницька Л. Г. та ін.]. – Київ : Фітосоціоцентр, 2010. – 256 с.
2. 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.
3. Казмирук В. Д. Зарастающие водотоки и водоемы: динамические процессы формирования донных отложений. / В. Д. Казмирук, Т. Н. Казмирук, В. Ф. Бреховских. – Москва : Наука, 2004. – 310 с.
4. Метейко Т. Я. Метаболиты высших водных растений и их роль в гидробиоценозах (Обзор) // Гидробиологический журнал. – 1981. – Т. 17, № 4. – С. 3–14.
5. Моисеев Н. Н. Рыбохозяйственная гидротехника с основами мелиорации: учеб. пособие / Н. Н. Моисеев, П. В. Белоусов; Новосиб. гос. аграр. ун-т. – Новосибирск, 2010. – 192 с.

УДК: 504.453

А.М. Куза

*Одеський державний екологічний університет, м. Одеса, Україна*

## ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОД РІЧКИ ТИЛІГУЛ У СУЧАСНИХ УМОВАХ ВИКОРИСТАННЯ

**Вступ.** Річка Тилігул є важливим водним об'єктом Одещини, з унікальним живим фондом. Стік річки поповнює запаси Тилігульського лиману, який має статус «регіонального парку». Гідрометеорологічні умови останніх десятиріч на території басейну річки суттєво змінилися: відбулися зріст температур повітря, зменшення водності річки, збільшення повторюваності та тривалості періодів посух. Додаткове навантаження на річку Тилігул відбувається через створення та експлуатацію штучних водойм, які викликають збільшення випаровуваності з території водозбору річки, та змінюють природні умови гідрологічного режиму річки Тилігул. В ОДЕКУ за останні роки багато дослідів фахівців і науковців спрямовані на вивчення проблем малих річок північно-західного Причорномор'я (проводяться наукові конференції, виконуються науково-дослідні роботи, випущена колективна монографія [1]).

В даній роботі виконана оцінка якості вод річки Тилігул у сучасних умовах використання. Аналіз гідроекологічного стану річки проводився з використанням екологічної класифікації за блоковими індексами.

**Виклад основного матеріалу.** Річка Тилігул бере початок біля верхньої околиці с. Пасицели Балтського району Одеської області і впадає в Тилігульський лиман у с. Степанівка. Довжина річки 154 км, площа водозбору 3369 км<sup>2</sup>, залісеність водозбору 8 %, заболоченість – 0,6 %, розораність – 60 %. Довжина річки в останні десятиріччя зменшувалась на 19 км [2], у зв'язку з тим, що змінилося місце впадіння в лиман. Басейн річки Тилігул розташований в південній частині степової ландшафтно-кліматичної зони, для якої характерним є посушливий клімат. Аналіз даних спостережень показав, що з 1950 року спостерігається значущий позитивний тренд по метеостанції Любашівка (коефіцієнт кореляції становить 0,51) [3]. Середньорічна температура повітря після 1985 року збільшилась на 0,6°C порівняно із попередніми роками. Температурний режим визначає величину фактичного випаровування і є важливим чинником водного режиму річки. Оподи на території водозбору річки Тилігул після 2001 року перейшли у від'ємну фазу коливань (яка продовжувалась до 2015 року) [1, 4]. Існує тенденція до збільшення випаровування на території водозбірної площі р. Тилігул (коефіцієнт кореляції становить 0,37 і є значущим). Аналіз різницевої інтегральної кривої вказує на знаходження максимально можливого випаровування у додатній фазі, яка почалася у 1996 році. Отже, сучасна метеорологічна ситуація регіону буде сприяти зменшенню водності річки, ускладненню очищення вод та погіршенню гідроекологічного стану річки Тилігул.

В останні десятиріччя за рахунок зменшення водності річки [3], а також за рахунок збільшення інтенсивності літніх посух, періоди пересихання річки влітку і перемерзання взимку стали повторюватися частіше, їх тривалість збільшилась. Тривалість пересихання обумовлена водністю року: у маловодні роки (із забезпеченістю більше 75 %) період пересихання досягає 9 місяців, у середні за водністю роки (із забезпеченістю 50%) 3-4 місяці і у багатоводні (забезпеченість 5%) роки – близько місяця. Емпірична крива забезпеченості шарів стоку у р.Тилігул – смт.Березівка показала, що відсутність стоку у річці спостерігалася в маловодні роки, починаючи з забезпеченості 80% і вище. Для середніх за водністю років шар стоку становить 3,32 мм, для багатоводних (забезпеченість 5%)–30,0 мм. Останні роки характеризуються середньою водністю, в період 2010-2015 роки забезпеченість становила від 49 до 66,7 %. Але слід відмітити, що періоди відсутності стоку у річки в останні роки значні (близько 8 місяців).

За даними [5] водозбір р. Тилігул використовується переважно для потреб сільського господарства, зріс розвиток агрохімії та рибальства. Одним із водокористувачів є КВЕП «Котовськ-водоканал». Переважна частина підприємств смт. Березівка є приватними організаціями.

Оцінка стану води річки Тилігул виконувалася за комплексною екологічною класифікацією якості поверхневих вод суші. Сольовий склад визначався в три етапи. На першому етапі визначався клас за показниками мінералізації: для р.Тилігул за період з 2011 по 2015 рік він змінювався від прісного I класу (олігогалінні) - до солонуватого II класу (3 - бетамезогалінні), на 2015 рік клас – I клас прісної води. На другому етапі визначався клас якості вод і категорію якості вод за сольовим складом. Домінуючим показником є сума іонів. Узагальнюючий індекс забруднення за сольовим складом становить 1,93. Блоковий індекс змінювався в межах 1,00-2,67. Методика екологічної оцінки передбачає класифікацію за еколого-санітарними критеріями. В даному випадку дані дозволяли взяти 8 показників серед яких основні: завислі речовини, рН, азот амонійний, нітрити, азот нітратний, фосфати, розчинений кисень, БСК<sub>5</sub>. Найгірший стан спостерігався у 2012 році, максимальне забруднення утворилося по *нітратам, фосфатам та БСК<sub>5</sub>* (це V клас 7 категорія). До найменш забрудненого стану можна віднести 2011 рік. Осереднений блоковий індекс відповідає «помірно забрудненій» воді. Наступним етапом є дослідження якості води по критеріям вмісту специфічних речовин токсичної дії. Головними забруднювачами є *СПАР, Хром VI та нафтопродукти*. За їх вмістом води Тилігула можна віднести до III-V класів, за екологічним станом «задовільні» та «дуже погані». За осередненим блоковим індексом стан вод є слабо забрудненим (III клас). Останнім етапом був розрахунок інтегрального (екологічного) індексу (I<sub>е</sub>). Згідно отриманих результатів якість води у р.Тилігул за узагальнюючим екологічним індексом відноситься до 4 категорії «слабо забруднена».(III клас якості).

За отриманими результатами можна зробити висновок, що стан води у річці Тилігул незадовільний, і вимагає встановлення джерел забруднення і проведення заходів по поліпшенню якості води. Це можливо виконати за умови зменшення зарегульованості стоку річки, дотримання нормативів щодо використання добрив (як при вирощуванні сільськогосподарських культур, так і при розведенні певних видів риби), чіткого контролю за використанням води річки і території самого басейну.

#### Список використаної літератури

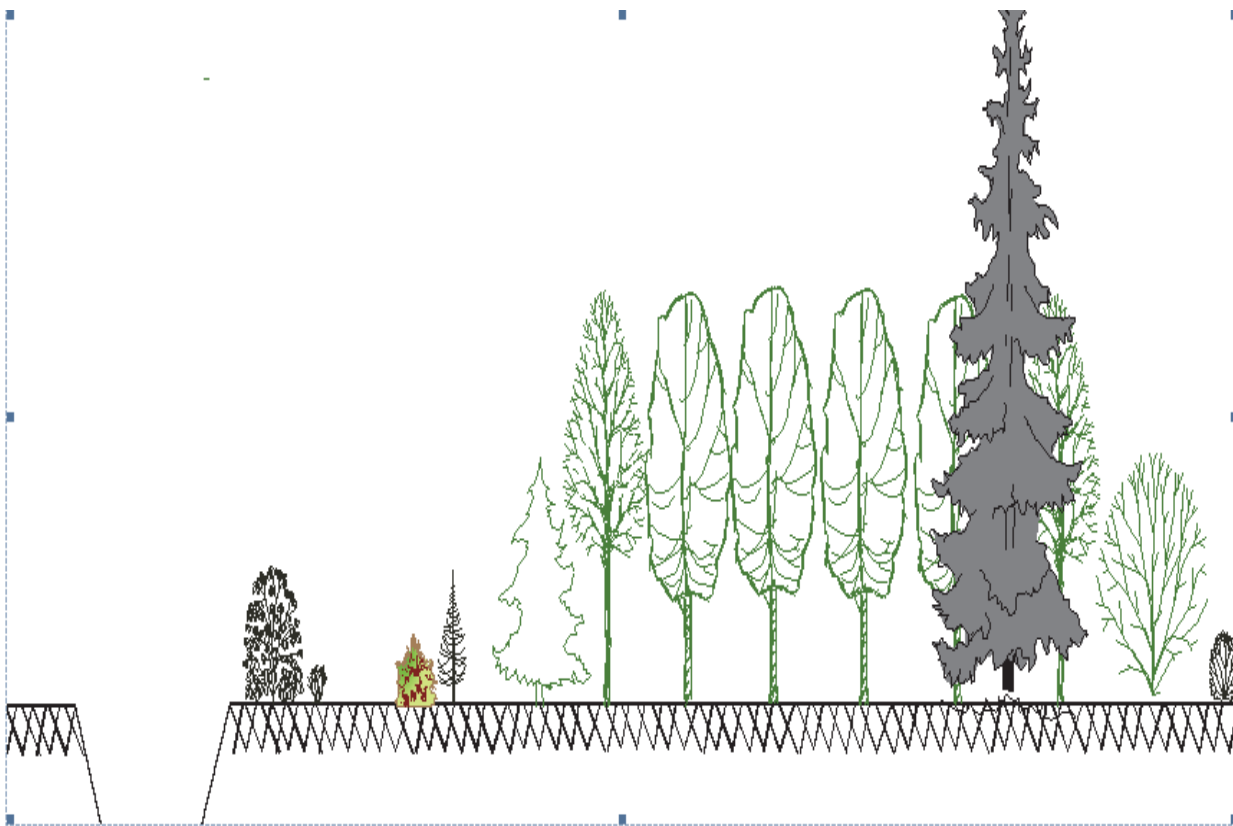
1. Водні ресурси та гідроекологічний стан Тилігульського лиману: Монографія / за ред. Ю.С. Тучковенко, Н.С. Лободи. Одес. держ. еколог. ун-т. Одеса: ТЕС, 2014. 278 с.
2. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия: моногр. / под ред. К. Михайловой; Глав. управ. гидрометеор. служ. при сов. мин. СССР. Ленинград: Гидрометеиздат, 1966. Т.6. вып.2. 884 с.
3. Лобода Н.С., Сербова З.Ф., Куза А.М., Божок Ю.В. Вплив змін клімату на живлення лиманів північно-західного Причорномор'я прісними водами за сценаріями глобального потепління / матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції «Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення», (Одеса, 12-14 вересня 2012 р.). – Одеса: ОДЕКУ, 2012. – С. 24 – 27.
4. Куза А.М., Дзюба В.В. Оцінка якості води річки Тилігул в умовах глобальних змін клімату. / Матеріали XXV Міжнародної наукової інтернет-конференції «Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації», 31 травня 2017 р., Переяслав-Хмельницький Державний педагогічний університет імені Григорія Сковороди. / С. 30-35.
5. Одеський екологічний паспорт за 2015 рік, Департамент екології та природних ресурсів Одеської обласної державної адміністрації. м.Одеса, 162 с.

УДК 632.038/635

Н.Н. Шпендик, А.А. Яковец  
*Брестский государственный технический университет,  
 Республика Беларусь, г. Брест*

### ЗАЩИТА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ ЖЕЛЕЗНОДОРОЖНОГО ТРАНСПОРТА

Железнодорожная магистраль Барановичи-Горынь проходит через 19 населённых пунктов, и пересекает р. Щара, р. Припять, р. Горынь. Одним из самых эффективных методов защиты окружающей среды от негативной деятельности железнодорожного транспорта являются лесозащитные полосы. Доминантными видами лесозащитной полосы исследуемого участка являются: береза повислая, сосна обыкновенная и тополь дрожащий, клён обыкновенный. В основном лесополосы должны быть пятирядные и расстояние между деревьями 1,5 м. Кроме главных пород в их состав входят сопутствующие: яблоня сибирская, ива козья, липа мелколистная образующие подлесок. Проведённые натурные исследования показали, что существующее состояние лесозащитных полос не соответствует проектным решениям и полностью не выполняет природоохранные функции (рис.1).



**Рисунок 1 – Существующая лесозащитная полоса вдоль железнодорожной магистрали Барановичи-Горынь**

Проектирование и выращивание лесозащитных полос вдоль водных объектов в значительной степени определяется почвенно-климатическими условиями и рельефом местности. Проектируемые лесополосы вдоль железнодорожных магистралей должны защищать водные объекты от негативного воздействия железнодорожного транспорта, а также выполнять берегозащитную функцию таких водоёмов от водной эрозии.

При облесении транспортной магистрали, проходящей вдоль водоёмов, создают нижние, средние и верхние береговые насаждения. Нижние береговые насаждения

располагают на стыке с контуром водоёма, т.е. непосредственно у воды. Ширина насаждений должна зависеть от зоны подтопления и гранулометрического состава почвогрунтов.

На участке пересечения железной дороги с р.Щара необходимо обустроить двухпоясную лесозащитную полосу, которая должна состоять из кустарниковой и древесно-кустарниковой растительности. Ширина такой полосы должна составлять не менее 80 м, так как территория подвержена подтоплению. На исследуемой прибрежной полосе существует растительность, однако необходимо досадить в качестве кустарниковой растительности иву, вдоль береговой линии, и далее в прирусловой пойме – сирень. Эти растения будут препятствовать оврагообразованию и устойчивы к выбросам загрязняющих веществ.

Для данного участка железнодорожной магистрали характерным является то, что большинство лесозащитных полос вдоль водных объектов, с которыми пересекаются транспортные магистрали, выполняют только берегозащитную функцию, и не аккумулируют в себе должное количество загрязняющих выбросов. В связи с этим необходимо пересмотреть состав древостоя, хвойные породы чередовать с лиственными, при этом необходимо руководствоваться рекомендациями приведенными в нормативно-технической документации (Экологические нормы и правила) по выбору растений устойчивых к выбросам загрязняющих веществ (например можжевельник обыкновенный, барбарис обыкновенный, тополь черный) [2]. Так же в местах недостаточной видимости, где территории прибрежных полос граничат с железнодорожной магистралью Барановичи – Горынь, следует высаживать низкорослую ширококронную кустарниковую растительность, что сведёт к минимуму вырубки и в последующем оврагообразованию.

#### **Список использованных источников**

1. Кириллов С.И. Экологическая роль прижелезнодорожных защитных лесных насаждений в снижении техногенного воздействия // Естественные науки. 2008 № 3 (24) – с. 27-27.
2. Экологические нормы и правила: ЭкоНиП 17. 01. 06. – 001 – 2017. – Введ. 18. 07. 2017 – Минск :Разраб. Республиканское унитарное предприятие « Центр международных экологических проектов, сертификации и аудита «Экологияинвест»;

УДК 556.114-034:001.891

В.А. Жежеря, П.М. Линник  
*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна***МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕННЯ СПІВІСНУЮЧИХ ФОРМ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ У РОЗЧИНЕНОМУ СТАНІ**

У поверхневих водах метали знаходяться у розчиненому, колоїдному і завислому станах. Розчинна форма вважається найбільш доступною для живих організмів, а тому і дослідження цієї форми металу вкрай важливо при встановленні потенційної токсичності водного середовища за вмістом того чи іншого металу. У водних об'єктах метали у розчиненому стані можуть знаходитись у вигляді аква- і гідроксокомплексів, комплексних сполук з неорганічними і органічними лігандами. Зазначені сполуки нами розташовані по мірі зниження їхньої потенційної токсичності та біодоступності. Вважається, що метал у складі комплексних сполук з органічними речовинами знаходиться у нетоксичній і недоступній для гідробіонтів формі. Однак, якщо молекулярна маса таких комплексів менша 5 кДа, то метал здатний проникати крізь клітинну мембрану і таким чином акумулюватися та проявляти токсичну дію. Водночас, біодоступність металу залежить не лише від молекулярної маси комплексної сполуки, але й від стійкості до деструкції розчинених органічних речовин (РОР), що беруть участь у зв'язуванні металу в комплекси. Комплексні сполуки з білковоподібними речовинами і вуглеводами можна вважати потенційно біодоступними, оскільки вони швидше від інших зазнають біологічної деструкції, чого не можна сказати про гумусові речовини. Хоча останні і зазнають фотохімічної та біологічної деструкції, але відносяться до найбільш стійких і водночас поширених природних органічних сполук поверхневих вод.

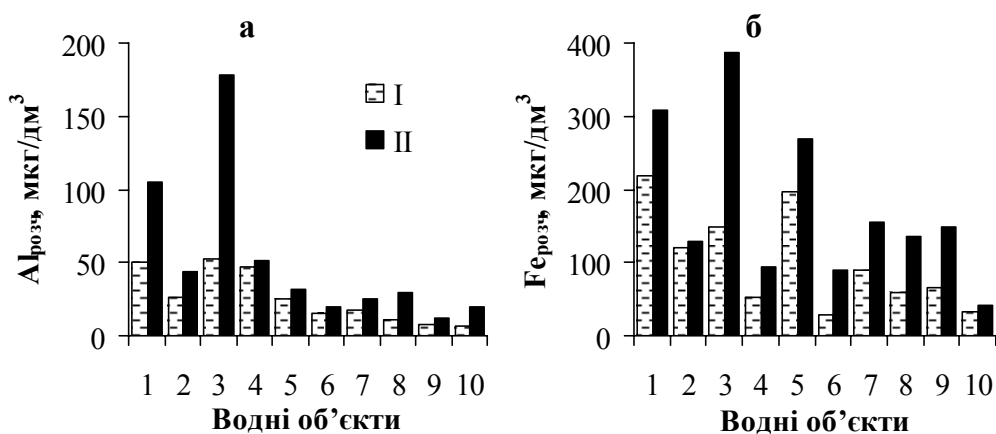
Для дослідження розподілу металів серед перерахованих вище співіснуючих форм застосовуються йонообмінна і гель-хроматографія та фотохімічна деструкція у певній послідовності. Ці дослідження дозволяють встановити, з якими групами РОР йони металів зв'язуються та яка молекулярна маса комплексів, що утворилися. Найшвидше можна встановити лише вміст потенційно токсичної (біодоступної) форми металу, яка визначається у фільтраті води після її пропускання крізь мембранний фільтр з діаметром пор 0,45 мкм. У такий спосіб у воді визначається концентрація металу, який знаходиться у вигляді аква- та гідроксокомплексів і комплексів з неорганічними лігандами, а також певної частини металу, яка вивільняється зі складу комплексних сполук з РОР. Передусім це стосується тих металів, які визначаються фотометрично. Ці співіснуючі форми металу прийнято об'єднувати під назвою лабільна фракція. При використанні анодної інверсійної вольтамперометрії та хемілюмінесцентного методу визначення лабільної фракції металів остання, найімовірніше, включає аква- й гідроксокомплекси, можливо комплекси з неорганічними лігандами, що відзначаються низькою стійкістю.

З метою отримання достовірних результатів щодо вмісту розчинених металів у складі лабільної фракції слід у максимально стислий проміжок часу відфільтрувати пробу води і визначати в ній їхню концентрацію. Це пов'язано з можливістю адсорбції сполук металів цієї фракції на стінках посуду і поверхні завислих речовин та їхнього зв'язування у комплекси з РОР. Особливо важливо це враховувати в місцях можливого забруднення поверхневих вод сполуками металів (побутові і промислові стічні води, зливні та шахтні води).

Ми пропонуємо наступну послідовність дій при дослідженні співіснуючих форм металів у розчиненому стані. Спочатку необхідно профільтрувати пробу води крізь мембранний фільтр з метою відокремлення завислих речовин, що бажано виконувати на місці відбору проб. Отриманий фільтрат води доцільно розділити на дві частини, одну з яких відразу після фільтрації підкислити 1:2 розчином азотної кислоти до рН  $\sim 3,5-4,0$ , а іншу залишити зі значенням рН нативної води. Наступний етап полягає у визначенні концентрації досліджуваного металу в обох фільтратах води за відсутності пробопідготовки та після фотохімічної деструкції

РОР. Для цього фільтрат води об'ємом  $50 \text{ см}^3$  вносять у кварцевий стакан і підкислюють концентрованою  $\text{H}_2\text{SO}_4$  градації "х. ч." до рН 1,0–1,5, а потім додають 5–7 крапель 35% розчину  $\text{H}_2\text{O}_2$  і опромінюють ртутно-кварцевою лампою ДРТ-1000 протягом 2,0–2,5 годин.

Концентрація досліджуваного металу, яка визначається у фільтраті води з рН  $\sim 3,5$ –4,0 до фотохімічної деструкції РОР, відповідає сумі концентрацій його аква-, гідросококомплексів, комплексів з неорганічними лігандами і частково з органічними лігандами ( $\text{Me}_{\text{в+лаб. орг}}$ ). В останньому випадку це стосується металів, які визначаються фотометричним методом. Після фотохімічної деструкції РОР у підкисленому фільтраті визначається загальний вміст металу у розчиненій формі ( $\text{Me}_{\text{заг.розч}}$ ). Концентрація металу, яка визначається у фільтраті з рН нативної води до фотохімічної деструкції РОР, відповідає, на нашу думку, його вмісту у складі слабо стійких комплексів з РОР, з яких він вилучається відповідними фотометричними реагентами та утворює з ними комплекси, а також аква- й гідросококомплексів та комплексів з неорганічними лігандами, які не встигли адсорбуватися або трансформуватися в комплекси з РОР ( $\text{Me}_{\text{лаб. орг}}$ ). Концентрація металу, яка визначається у не підкисленому до рН  $\sim 3,5$ –4,0 фільтраті води після фотохімічної деструкції відповідає його вмісту в розчиненому стані без урахування тієї частини металу, яка могла адсорбуватися за час транспортування та зберігання проби ( $\text{Me}_{\text{розч}}$ ). Вміст тієї частини розчиненого металу, яка доволі швидко адсорбується та не може бути визначена без підкислення фільтрату води ( $\text{Me}_{\text{в}}$ ), розраховується за формулою:  $\text{Me}_{\text{в}} = \text{Me}_{\text{в+лаб. орг}} - \text{Me}_{\text{лаб. орг}}$ . Концентрація досліджуваного металу у складі стійких комплексів з РОР ( $\text{Me}_{\text{компл}}$ ), розраховується за формулою:  $\text{Me}_{\text{компл}} = \text{Me}_{\text{заг.розч}} - \text{Me}_{\text{в+лаб. орг}}$ . Зазначені розрахунки можуть бути застосовані, передусім, при фотометричному визначенні металу для встановлення вмісту аква- й гідросококомплексів і, можливо, комплексів з неорганічними лігандами ( $\text{Me}_{\text{в}}$ ). При використанні хемілюмінесцентного методу й анодної інверсійної вольтамперометрії концентрація останніх визначається безпосередньо у фільтраті зі значенням рН нативної води до фотохімічної деструкції. За допомогою наведених вище розрахунків можна встановити втрати аква- і гідросококомплексів досліджуваних металів за час транспортування та зберігання фільтратів води. Наведена схема досліджень, напевно, має свої недоліки, але, як показали результати наших досліджень, її використання необхідне, оскільки у фільтратах води, які підкислені на місці відбору проб, концентрація металу в розчиненому стані була завжди вища, ніж у не підкислених фільтратах. Це особливо характерно для ділянок водних об'єктів, на яких відбувається забруднення водного середовища сполуками металів (рисунок).



**Рисунок.** Концентрація розчиненого алюмінію (а) і феруму (б) у фільтратах води з природним значенням рН (I) і зі значенням рН  $\sim 3,5$ –4,0 після фотохімічної деструкції РОР (II). Водні об'єкти: 1 – р. Либідь, місце скиду стоків ТЕЦ-5 ( $\sim 1,6$  км вище гирла, 11.06.2014 р.); 2 – р. Либідь, гирло (11.06.2014 р.); 3 – р. Сирець, гирло (11.06.2015 р.); 4 і 5 – оз. Мінське (м. Київ), поверхня і дно (11.06.2015 р.); 6 і 7 – оз. Андріївське (м. Київ), поверхня і дно (11.06.2015 р.); 8 і 9 – оз. Йорданське (м. Київ), поверхня і дно (11.06.2015 р.); 10 – Канівське водосховище, затока Оболонь, поверхневий шар води (02.02.2016 р.).

УДК 631.4+624.131.4

Т.С. Якшин<sup>1</sup>, О.С. Богиня<sup>1</sup>, Д.С. Пикареня<sup>1</sup>, О.В. Орлинская<sup>2</sup>  
<sup>1</sup>*Днепровский государственный технический университет*  
<sup>2</sup>*Днепровский государственный аграрно-экономический университет,*  
*Днепр, Украина*

## СОСТАВ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕГУЛИРУЮЩИХ БАССЕЙНОВ

Регулирующие бассейны – это элементы мелиоративной оросительной системы, предназначенные для бесперебойной и оперативной подачи воды на сельскохозяйственные поля. Весной они заполняются водой из поверхностных водоёмов (рек, прудов, озёр), реже – из подземных источников, а поздней осенью опорожняются на зиму. За время, пока в бассейне находится вода, из неё на дно оседают взвешенные мелкие частицы (песок, органические остатки, семена растений, пыль, ракушки и т.д.), в результате образуется слой ила толщиной в несколько сантиметров. При периодической чистке этот ил удаляется из бассейнов и выбрасывается на окружающие поля. Предполагается, что этот ил содержит ценные питательные вещества и способствует росту растений. Однако исследований химического состава ила и его способности стимулировать вегетацию для регулирующих бассейнов Синельниковского района Днепропетровской области не проводилось.

Регулирующий бассейн Калиновской оросительной системы расположен в районе с. Сухая Калина Синельниковского района Днепропетровской области. Он имеет размеры 80х80 метров, глубину 4 м, объем 12 тыс. м<sup>3</sup>. Подача воды в него осуществляется из водозабора р. Днепр. Во время эксплуатации на дно бассейна оседает значительное количество ила, что вызывает необходимость периодической очистки дна. Собранный материал складывается возле бассейна, а затем со временем размывается атмосферными водами. Никакого практического применения данный ил не имеет по причине невыясненных особенностей и характеристик состава.

Целью данного исследования является выяснение степени экологической безопасности ила, накапливающегося на дне регулирующих бассейнов мелиоративных систем, а также характеристика его химического состава и оценка влияния на рост растений.

Методика исследований. Со дна регулирующего бассейна отобрана проба ила массой 3 кг. Он представляет собой зеленовато-землистую влажную массу с большим количеством раковин речных моллюсков, видимых невооруженным глазом.

Для определения количества нерастворенных (взвешенных) веществ в иле 100 г пробы ила заливалась 300 мл дистиллированной воды, взвесь фильтровалась через беззольные бумажные фильтры и высушивалась в сушильном шкафу при температуре 105-120° до достижения постоянной массы. Фильтрат выпаривался на песчаной бане и досушивался в сушильном шкафу, что позволило определить количество растворенных веществ.

Для выяснения доли органического вещества в общем объеме ила проведено озоление отфильтрованного материала. Для этого использовалась муфельная печь с температурой 600°С. Пробы озолялись до тех пор, пока их масса не стала постоянной. Сравнение масс проб после высушивания и озоления позволили определить, сколько органического вещества улетучилось при озолении.

Влияние ила на рост растений оценивалось по двум показателям - всхожести и энергии прорастания семян кресс-салата. Для этого использовались иловые водные вытяжки разной концентрации: 5 г, 15 г, 25 г, 50 г и 100 г ила на 100 мл дистиллированной воды соответственно. Для контроля использовалась дистиллированная вода. Также привлекался сухой остаток после выпаривания, растворенный в 100 мл дистиллированной воды и водная вытяжка из золы (5,55 г золы на 100 мл дистиллированной воды). В пластиковые контейнеры помещалось по 50 зерен кресс-салата, они заливались 10 мл соответствующего раствора, и в течение недели изучалось прорастание зерен. После окончания проращивания измерялась длина растений от корня до листочков на 10 случайно выбранных зернах каждой пробы.

Количественный химический анализ исходной пробы ила выполнен в лаборатории «Центра радиоэкологического мониторинга» (г. Желтые Воды), а рентгенофлуоресцентный анализ на некоторые специфические компоненты на спектрометре ElvaX – в лаборатории ПО «ДнепроАзот» (г. Каменское)

Результаты исследований. В проанализированных илах установлено, что концентрация взвешенных веществ может достигать  $139,6 \text{ г/дм}^3$ . При этом, после фильтрования образовался фильтрат желтого цвета. Для определения количества растворенных веществ он был выпарен на песчаной бане и досушен в сушильном шкафу; образовался сухой остаток желтого цвета. Предполагается, что этот цвет вызван ожелезнением воды в процессе фильтрования. Содержание растворенных веществ составляет  $0,74 \text{ г/дм}^3$ .

Озоление высушенного отфильтрованного материала пробы в муфельной печи показало, что потеря массы составила 19,9%, что позволяет оценить количество неорганической компоненты в иле на уровне 80,1%.

Гранулометрический анализ золы ила показал следующее распределение фракций крупности: частицы размером более 0,4 мм – 0,5%, размером 0,4-0,063 мм – 33,5%, размером менее 0,063 мм – 66,0%. Крупные частицы представлены обломками раковин моллюсков и крупным песком, средние – мелким песком, а мелкие – пылью.

Химический анализ исходной пробы ила установил, что в иле находятся элементы в концентрациях, приведенных в таблице.

Таблица. Результаты химического анализа ила регулирующего бассейна

Элемент	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Zn	Si
Содержание, мг/кг	13235	65014	65	24	25650	4096	965	993	20	32	105	84
ПДК в почве, мг/кг	–	–	6	3	–	–	–	–	4	–	23	–

Примечания. 1. ПДК – предельно допустимая концентрация элемента.

2. Прочерк – концентрация элемента не нормируется.

Таким образом, донный ил регулирующих бассейнов содержит достаточное количество органических веществ для непосредственного использования его в качестве удобрения, однако наличие вредных элементов (Cr, Cu, Ni, Zn) не позволяет делать это без предварительной обработки и подготовки. Поэтому ил из разных бассейнов необходимо исследовать перед тем, как принимать решение о его дальнейшем использовании, чтобы не допустить ухудшения экологического состояния сельскохозяйственных земель.

УДК [(579.68:574.524):574.63]

Yev. Starosyla, Yu. Volikov, T. Rybka  
*Institute of Hydrobiology NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine***ENVIRONMENTAL RATING OF WATER QUALITY OF THE  
URBANIZED TERRITORIES (EXAMPLE, KYIV'S WATER OBJECTS)**

Increasing anthropogenic impact on the water objects in metropolitan areas contributes to changing their trophic status. In such water objects of the urbanized territories the elimination of individual parts of the trophic chain is often observed, which leads to changes in the morphological and functional parameters of the components of the biocenosis, and the violation of the interactions between the hydrobionts of different trophic levels. Indicators of the status of water objects, its ecological zones and processes for the formation of the quality of the aquatic environment may be parameters of the vital activity of microorganisms in water, bottom sediments, and immersed substrates.

Studies were carried out in water objects located in the city territory characterized by different modes of flow, recreational load, lack of sanitary protection zone, localization of industrial, building and housing zones, transport networks etc., and under pressure to a multifactorial anthropogenic impact. Monitoring of hydroecosystems in the territory of Kyiv was carried out during different seasons of 2016–2018. The objects of our researches were lotic ecosystems – section of the upper part of the Kaniv's reservoir (above the inflow Sobache Gyrlo), near the Vydubychi district (above the confluence of the river Lybid), as well as water object of lentic ecosystems – Lakes: Jordan (Opechen Lakes system), Verbne, Telbin. Studies were performed according to standard microbiological methods.

According to the method of integrated assessment of the rating of surface water [1] relative to the indicator of the number of microorganisms in water, the state of water objects by the number of eutrophic bacteria (water quality class / water quality category) can be attributed to the following. So, during the vegetational period in the Verbne Lake the water quality class and water quality category varied from II/3, that is, “fairly clean” to V/7, that is, “very dirty”; in the Jordan Lake – from IV/6, that is, “dirty” to V/7, that is, “very dirty”. During summer studies it was found that above the inflow Sobache Gyrlo the state of the water corresponded to the IV/6, that is, “dirty”; near the Vydubychi district (above the confluence of the river Lybid) and Talbin Lake these figures were – V/7, that is, “very dirty”.

By the indicators of the number of eutrophic bacteria and biogenic chemicals [2] on the method of integrated assessment of the rating of surface water quality there was a tendency for deterioration during the vegetational period of water quality urbanized ecosystems. It is obvious that anthropogenically induced changes in the hydrochemical composition of water objects cause a violation of the natural balance. And, as a result, will become and constituent ecosystems of water object, including microflora, which requires further research.

1. Романенко В.Д. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксінок. – К.: Мінекоресурсів України, 2001. – 48 с.
2. Старосила Є.В. Оцінка стану екосистем водойм в умовах антропогенного навантаження / Є.В. Старосила, Н.М. Копча// Водні екосистеми та збереження їх біорізноманіття: збірник наукових праць I Всеукраїнської науково-практичної конференції, 11-12 квітня 2018 р. – Житомир. – 2018. – С. 156-159.

УДК 556.531 + 519.24.001

В. А. Артёменко

*Украинский гидрометеорологический институт, г. Киев, Украина*

## ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДА МУЛЬТИЛИНЕЙНОЙ РЕГРЕССИИ ДЛЯ ЗАДАЧ ВОДНОЙ ЭКОЛОГИИ

В настоящее время при решении различных задач управления водными ресурсами практикуется системный подход, рассматривающий совокупность взаимодействующих компонентов в целом [1].

Основными составляющими водной экосистемы являются биотическая и абиотическая компоненты, связанные между собой различными сложными соотношениями.

Анализируя свойства отдельных компонентов водной экосистемы, можно отметить, что они находятся в определенной взаимосвязи, которая может быть адекватно описана линейной функцией многих переменных.

Уравнение линейной многомерной регрессии в матричном виде имеет следующий вид:

$$Y = X * K, \quad (1)$$

где  $Y$  – вектор независимой переменной,  $X$  – регрессионная матрица,  $K$  – вектор коэффициентов линейной функции.

Коэффициенты уравнения (1) могут быть найдены согласно формуле (2):

$$K = (X^T * X)^{-1} * X^T * Y. \quad (2)$$

Практика мониторинга обычно не обеспечивает достаточной частоты наблюдений, поэтому при решении задач гидроэкологии часто требуется восстановление пропусков первичных рядов данных.

Использование метода мультилинейной регрессии позволяет адекватно заполнять пропуски при наличии результатов наблюдений по другим показателям.

В качестве предикторов могут быть использованы различные химические и физико-химические показатели, расход и температура воды и др. При этом временные ряды предикторов могут рассматриваться с различными интервалами квантования по времени.

В настоящей работе приведены результаты восстановления пропусков во временных рядах концентрации растворённого кислорода в речной воде и воде водохранилища.

Использованы данные по р. Десна (створ с. Летки) и Днепровскому водохранилищу.

Для реки были использованы 14, для водохранилища – 13 предикторов.

При проведении численного эксперимента по восстановлению данных о содержании растворённого кислорода в имеющихся рядах имитировался 4-летний период непрерывных пропусков. Изъятые данные были использованы в дальнейшем для оценки качества регрессии.

Для устранения сверхбольших пропусков в данных применялись особые методы с целью нивелировать многочисленные ограничения, накладываемые как на исходные данные, так и на интерпретацию полученных результатов.

Коэффициенты линейной многомерной регрессии между содержанием кислорода и выбранными предикторами были определены с использованием 12-летнего участка временного ряда за 1995 – 2006 гг.

Регрессионные зависимости были оценены при различных интервалах квантования временных рядов: 1 день, 5 дней и 1 месяц.

Доверительные 95% -е интервалы для коэффициентов регрессии были вычислены с использованием универсального метода непараметрического бутстрепа [2].

На рисунку приведено результат встановлення ряду концентрації розчиненого кисню в воді р. Десна за 4-річний період 2007 – 2010 гг. з інтервалом квантування 1 день.

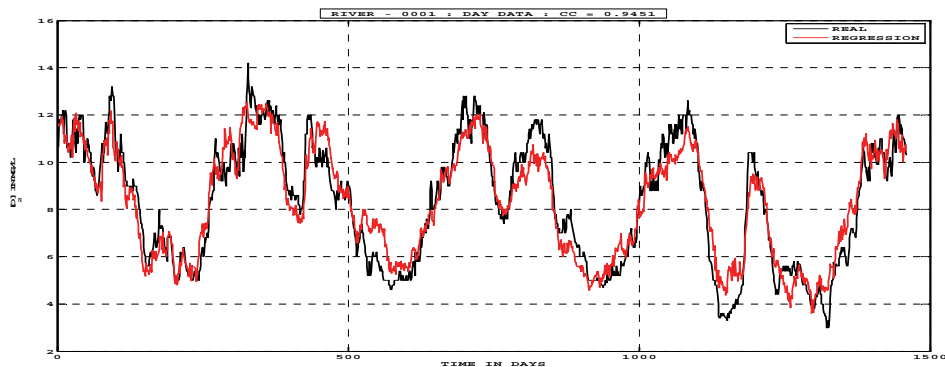


Рисунок. Результати встановлення ряду концентрації розчиненого кисню в воді р. Десна за 4-річний період.

Якість регресії оцінювали з використанням коефіцієнта кореляції Пірсона (СС). Незважаючи на ряд обмежень теоретичного плану, величина СС, отримана на незалежному участку ряду, склала 0,94, що перевищало критерій задовільного результату  $CC > 0,70$ .

Отримані результати показали, що суттєво різні за режимом функціонування водні об'єкти добре описуються вказаними вище мультилінійними співвідношеннями.

### Література

1. Дроздов В. В. *Общая экология*. - СПб.: РГГМУ, 2011. – 412 с.
2. Шитиков В. К., Розенберг Г. С. *Рандомизация и бутстреп: статистический анализ в биологии и экологии с использованием R*. - Тольятти: Кассандра, 2013. – 314 с.

УДК 556.56.3/.4; 517.958:52/59

Осипов В.В., Осадча Н.М.

Український гідрометеорологічний інститут, Київ, Україна

## МОДЕЛЮВАННЯ ГІДРОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ БАСЕЙНУ РІЧКИ ДЕСНА ЗАСОБАМИ SWAT (SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL)

Зростання роздільної здатності космічних знімків стимулює широке впровадження у практичну площину моделей із розподіленими параметрами, що дозволяє охопити різноманіття навколишнього світу в часі та просторі. На сьогодні такі моделі активно використовуються для оцінки забруднення водних екосистем, прогнозу впливу кліматичних змін, попередження наслідків паводків тощо.

Вирішення широкого спектру завдань сталого розвитку водних екосистем ґрунтується на моделюванні водного стоку, який є двигуном міграційних процесів у межах водозбору.

Метою роботи було калібрування, валідація та моделювання водного стоку р. Десна засобами SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*).

SWAT відноситься до групи процесно-орієнтованих моделей, що ґрунтується на математичному описі фізичних, хімічних та біогеохімічних процесів, об'єднуючи елементи як фізичної, так і напівемпіричної концептуальної природи. Основні компоненти моделі включають погодні умови, водний стік, температуру та властивості ґрунтів, онтогенез рослин, транспорт біогенних елементів, застосування сільськогосподарських прийомів. Просторово водозбір розділяється на суббасейни, у межах яких визначаються ландшафтні одиниці (*HRUs – hydrological response units*) з унікальним поєднанням рослинного покриву, тип ґрунту та похилу поверхні. Обчислення відбуваються зі щоденним кроком.

Річка Десна є основним джерелом питного водопостачання м. Київ. Загальна площа басейну становить 88,800 км<sup>2</sup>, 68% якої знаходиться на території РФ, а нижня частина (32%) в Україні. Десна належить до типових рівнинних річок, ухил водозбору якої становить у середньому 1м/км. Середньорічна температура повітря становить 6,3°C у верхній частині басейну та 7,0°C у нижній. Територія характеризується гарним зволоженням – за рік випадає 600–700 мм опадів. Приблизно 40% басейну вкрито дерново-підзолистими ґрунтами, також розповсюджені сірі лісові відміни (14%) та чорноземи (12%). Більша частина басейну представлена сільськогосподарськими землями (55%). Третина території вкрита лісами (32%), а 10% зайнята луками.

Для створення моделі були підготовлені шари цифрової моделі рельєфу (25x25 м), ґрунтів та рослинного покриву, а також зібрано щоденні дані спостережень за температурою, опадами, вологістю повітря, хмарністю та швидкістю вітру на 17-ти метеостанціях РФ та 11-ти метеостанціях на території України за період 2007–2014 рр. (рис. 1А). З обласних управлінь статистики України та РФ отримано інформацію щодо внесення добрив та врожайності основних сільськогосподарських культур. Для калібрування моделі використано щоденні дані спостережень за витратами води з 12 гідрологічних постів та висотою шару снігу 14 метеостанцій.

Для калібрування моделі басейну р. Десна авторами розроблено комплексний підхід, який включає наближення модельних розрахунків до витрат води в замикаючих створах, а також калібрування процесів сніготанення та врожайності сільськогосподарських культур, співставлення результатів евапотранспірації SWAT із даними дистанційного зондування MODIS (*NASA's Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) (Osypov, 2018).

Наведена методологія збільшує адекватність, точність та надійність модельних розрахунків. Отримано високі значення статистичних показників якості калібрування та валідації моделі, зокрема значення коефіцієнта Неша-Саткліфа > 0.7 майже для всіх гідрологічних постів. Головною причиною похибки є порівняно низька щільність метеостанцій, що призводить до неточності у відображенні погодних умов.

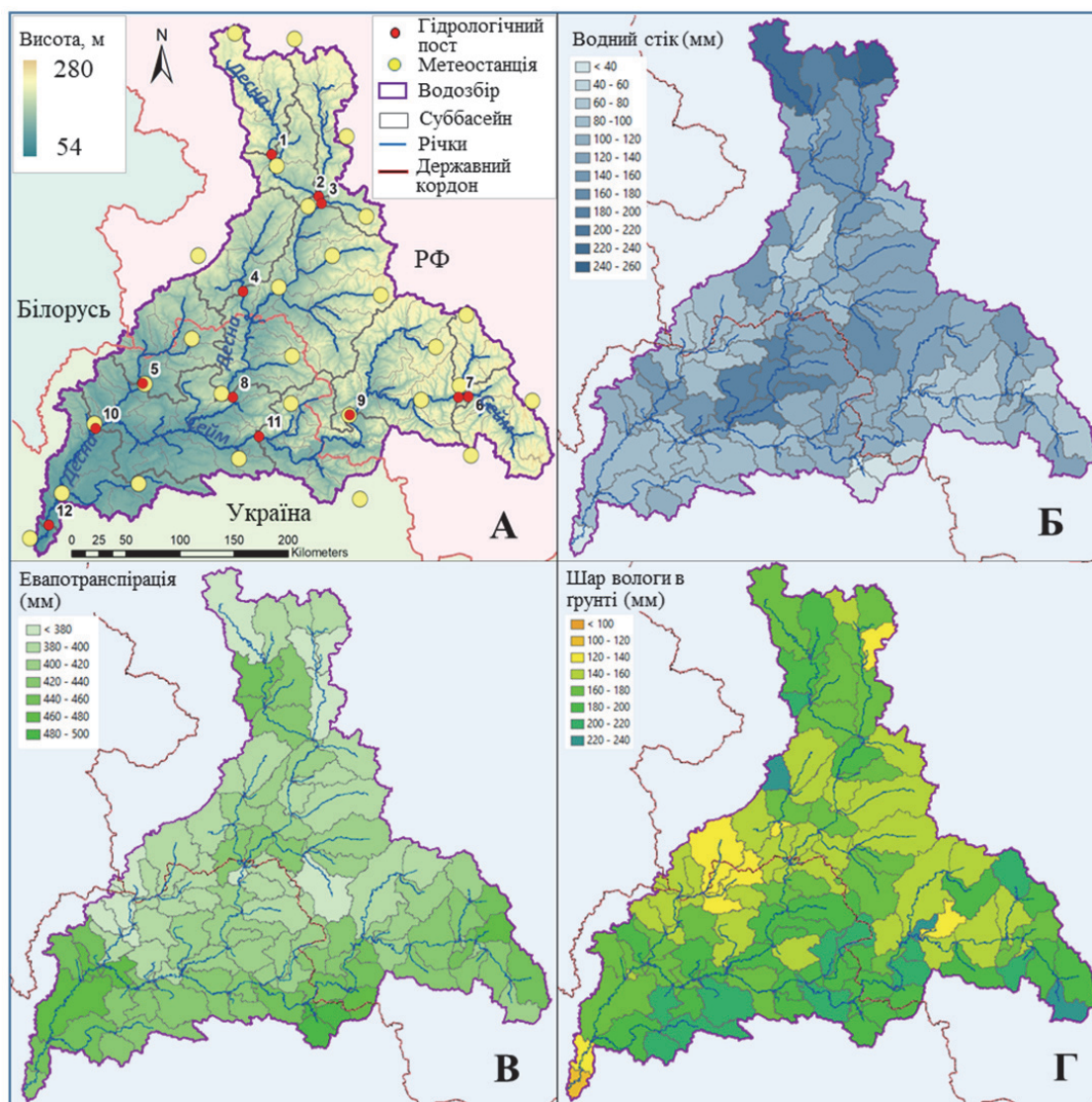


Рисунок 1. А – Водозбір р. Десна з мережею гідрологічних постів та метеостанцій; Б – Просторовий розподіл середньорічного значення шару за результатами моделювання (2008–2014 рр.); В – Просторовий розподіл середньорічного значення евапотранспірації (2008–2014); Г – Просторовий розподіл середньорічного значення шару вологи у зоні аерації ґрунту.

Налаштована гідрологічна модель водозбору відкриває широкі можливості подальших досліджень, наприклад, щодо транспорту біогенних елементів, оцінки впливу кліматичних змін та сільського господарства на водні ресурси. У даній роботі наведено просторовий розподіл окремих гідрологічних параметрів у межах водозбору р. Десни за результатами моделювання: шару водного стоку (рис. 1Б), евапотранспірації (рис. 1В), шару вологи в зоні аерації ґрунту (рис. 1Г). Отримані дані свідчать, що південна частина водозбору має більший потенціал для ведення сільського господарства, оскільки чорноземи, що поширені в цій частині, мають вищу здатність до утримання вологи. Північна частина басейну має кращу забезпеченість водними ресурсами, що корелює з розподілом опадів територією басейну.

Osypov V. The Desna river daily multi-site streamflow modeling using SWAT with detail snowmelt adjustment / V. Osypov, N. Osadcha, D. Hlotka, V. Osadchyi, J. Nabyvanets // *Journal of Geography and Geology*. – 2018. – № 10(3). – С. 92-110.

УДК 556.531.4 (282.247.32)

Осипенко В.П., Євтух Т.В.  
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна**ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ОРГАНІЧНОЇ СКЛАДОВОЇ ВОДИ  
ДЕЯКИХ ВОДОЙМ КИЄВА**

Важливою характеристикою екологічного стану міських водойм є їхня органічна складова. Розчинені органічні речовини (РОР) в цьому аспекті слугують не тільки показниками якості води, але й критеріями функціонування гідробіоценозів, біологічні процеси в яких відбуваються з одночасним виділенням і поглинанням органічних сполук. РОР можуть надходити у воду як внаслідок природних процесів у водоймі, з поверхневим стоком, ґрунтовими водами, атмосферними опадами, так і через антропогенне втручання. До абіотичних чинників, які значною мірою впливають на загальний вміст і компонентний склад РОР у воді, належать активна реакція водного середовища (рН) та вміст розчиненого кисню. Але сезонна динаміка змін концентрацій РОР у воді у взаємозв'язку із зазначеними чинниками вивчена ще недостатньо.

Метою нашої роботи було посезонне дослідження і порівняння загального вмісту РОР і таких їхніх компонентів, як гумусові речовини, вуглеводи та білковоподібні речовини, у водоймах з уповільненим водообміном, розташованих на території м. Києва.

Відбір проб здійснювали в квітні, серпні та жовтні у 2011–2017 рр. у озерах Вербному, Райдужному, Тельбіні, Центральному і ставку Горіховатському-1, що дало можливість прослідкувати сезонну динаміку досліджуваних гідрохімічних показників. В представленій таблиці наведені їхні мінімальні і максимальні величини.

Таблиця. Граничні величини показників рН, вмісту розчиненого кисню (O<sub>2</sub>), ступеня насичення киснем (СНК), хімічного споживання кисню (ХСК), перманганатної окиснюваності (ПО), вмісту гумусових речовин (ГР), вуглеводів (В) і білковоподібних речовин (БПР) у воді деяких водойм м. Києва у весняно-осінній період 2011–2017 рр.

Показники	Вербне	Райдужне	Тельбін	Центральне	Горіховатський-1
рН	8,4 – 9,6	7,7 – 8,9	8,0 – 9,9	7,8 – 8,2	7,8 – 8,8
O <sub>2</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	5,9 – 14,5	6,2 – 12,2	6,0 – 11,8	8,3 – 12,0	5,0 – 12,0
СНК, %	56,3 – 132,4	64,0 – 123,2	63,1 – 133,1	99,2 – 110,4	60,3 – 118,3
ХСК, мг O/дм <sup>3</sup>	24,5 – 54,4	18,8 – 35,8	34,6 – 64,0	17,3 – 28,8	43,5 – 61,4
ПО, мг O/дм <sup>3</sup>	9,5 – 14,4	8,6 – 14,8	9,6 – 17,3	4,8 – 7,4	9,7 – 17,6
ГР, мг/дм <sup>3</sup>	5,23 – 6,60	4,42 – 8,70	6,29 – 10,20	4,3 – 9,0	6,8 – 10,3
В, мг/дм <sup>3</sup>	1,65 – 2,75	2,20 – 4,20	2,47 – 4,07	1,98 – 2,88	2,57 – 3,43
БПР, мг/дм <sup>3</sup>	0,40 – 0,88	0,41 – 0,80	0,42 – 1,06	0,49 – 0,66	0,47 – 0,89

Так, величина рН води змінювалася в межах 7,7–9,9. Максимальні її значення відмічали у весняно-літній період, що пов'язано зі зміщенням карбонатної рівноваги у воді внаслідок посилення фотосинтетичної діяльності водоростей. В цей час суттєво підвищувався вміст

розчиненого у воді кисню: у оз. Вербному, наприклад, він сягав  $14,5 \text{ мг/дм}^3$ . А верхня межа насичення води киснем навесні відповідала  $133,1\%$  у оз. Тельбіні. Як видно з таблиці, від весни до осені відбувалися досить різкі сезонні коливання розчиненого кисню ( $5,0\text{--}14,5 \text{ мг/дм}^3$ ), а найнижчий його вміст найчастіше спостерігали восени під час активного розкладання і окиснення відмерлого фітопланктону.

Показники ХСК і ПО води, які характеризують загальний вміст РОР, коливалися в межах  $17,3\text{--}64,0$  та  $4,8\text{--}17,6 \text{ мг О/дм}^3$  відповідно. За цими результатами сезонний розподіл РОР засвідчив підвищення їхнього вмісту у воді від весни до літа. Хоча велика частина водозбірної території міських водойм зайнята житловими масивами, навесні під час повені суттєво збільшується поверхневий стік (у тому числі стік РОР). Влітку у всіх водоймах спостерігали максимальний вміст РОР у воді на фоні її інтенсивного “цвітіння”, а восени – знову поступове зниження їхньої загальної концентрації.

Причому, у оз. Тельбіні і ст. Горіховатському-1 значення ХСК, які характеризують вміст важкоокиснюваних органічних речовин, трималися на високому рівні протягом всього досліджуваного періоду і становили від  $34,6$  до  $64,0 \text{ мг О/дм}^3$ . Показники ПО, які більше характеризують вміст легкоокиснюваних органічних сполук, також були найвищими у зазначених водоймах. Це може бути обумовлено як природними процесами, так і антропогенним тиском, який проявляється не тільки у прямому надходженні у воду продуктів життєдіяльності людини, а й опосередковано, внаслідок зміни гідрофізичних, гідрохімічних, біологічних чинників тощо. У воді оз. Центрального спостерігали найнижчі величини ХСК і ПО, які відповідно становили  $17,3\text{--}28,8$  та  $4,8\text{--}7,4 \text{ мг О/дм}^3$ .

Компонентний склад РОР у воді досліджуваних водних об'єктів вивчали за концентрацією ГР (сума гумінових кислот та фульвокислот), В і БПР. Аналізуючи і порівнюючи концентрації цих розчинених органічних сполук у воді, слід підкреслити, що найбільший вміст ГР, В і БПР відмічали в літній період у всіх водоймах. На цю пору року, як було зазначено, припадає пік вегетації водоростей. Максимальна концентрація ГР в цей час сягала  $10,80 \text{ мг/дм}^3$  у воді оз. Тельбіна. Найвищу концентрацію В відмічали у оз. Райдужному –  $4,20 \text{ мг/дм}^3$ , а БПР – у оз. Тельбіні ( $1,06 \text{ мг/дм}^3$ ), що може вказувати на інтенсивність біопродукційних процесів на фоні високої температури води ( $24,5\text{--}25,0^\circ\text{C}$ ). Найнижчий вміст названих РОР припадав на осінній період у кожній з досліджуваних водойм. В цю пору року відбувається деструкція основної маси органічних речовин за участі аеробної й анаеробної мікрофлори і поступове осідання їх на дно. Так мінімальну концентрацію ГР спостерігали у воді оз. Центрального –  $4,3 \text{ мг/дм}^3$ , а В і БПР –  $1,65$  та  $0,40 \text{ мг/дм}^3$  відповідно – у воді оз. Вербного. Як вже було відмічено, найнижчий вміст розчиненого кисню і ступінь насичення води киснем, а також відповідне найнижче рН відмічали також восени, що підтверджує одержані результати сезонної динаміки як загального вмісту, так і окремих груп РОР.

Отже, щодо загального вмісту у воді досліджуваних водойм розчинених органічних сполук, то нами проведена оцінка її якості згідно “Методик екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями” [1]. За середньорічними показниками ПО і ХСК вода у оз. Центральному належить до категорії “досить чиста”, у озерах Вербному та Райдужному – “помірно забруднена”. Вода у оз. Тельбіні та ст. Горіховатському-1, які зазнають найбільшого антропогенного тиску, виявилася “помірно забрудненою” за величиною ПО, але “сильно забрудненою” за значеннями ХСК. Крім того, нехарактерно високі показники ХСК води протягом весняно-осіннього періоду можуть свідчити про застійні явища в цих водоймах, що також є ознакою їхнього незадовільного стану.

### Список літератури

1. Романенко В.Д. Методики екологічної оцінки якості природних вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.Н. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. – К.: СИМВОЛ-Т, 1998. – 28 с.

УДК 551.49; 543.3:543.064

В.К. Хільчевський<sup>1</sup>, С.М. Курило<sup>1</sup>, М.Р. Забокрицька<sup>2</sup><sup>1</sup>Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Україна<sup>2</sup>Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки, Луцьк, Україна

## ЗМІНА МІНЕРАЛІЗАЦІЇ РІЧКОВИХ ВОД В КОНТЕКСТІ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Доступ до якісної питної води має ключове значення для здоров'я, є одним з основних прав людини і складовою частиною ефективної політики в галузі охорони здоров'я на національному регіональному та місцевому рівнях. У 2015 р. на Саміті зі сталого розвитку в Нью-Йорку було прийнято нову глобальну програму «Перетворення нашого світу: Порядок денний у сфері сталого розвитку на період до 2030 р.», що містить 17 цілей сталого розвитку (ЦСР), яких світ має досягнути за період 2015-2030 рр. ЦСР 6 називається «Чиста вода та належні санітарні умови».

Безперечно, важливим є забезпечення належних санітарних умов при водопостачанні, пов'язаних з недопущенням наявності шкідливих мікроорганізмів у воді, що можуть викликати епідемічні захворювання, або ж присутності ксенобіотиків. В той же час, проблеми зі здоров'ям людини можуть бути пов'язані з розчиненими у воді хімічними речовинами, що не належать до спектру явно токсичних, в основному, через здатність цих речовин впливати на організм через тривалий час. Важливим інтегральним показником наявності цих речовин є мінералізація води. В деяких дослідженнях відзначається зв'язок між збільшенням значення мінералізації води та низкою захворювань – серцево-судинних, хворобами суглобів, нирок та ін. [5, 6].

Існують рекомендації Всесвітньої організації охорони здоров'я (WHO - ВООЗ), які регламентують показник мінералізації питної води в межах до 1000 мг/дм<sup>3</sup> [7]. Директива Ради 98/83/ЄС "Про якість води, призначеної для споживання людиною" встановлює цей показник в межах до 1500 мг/дм<sup>3</sup> [3]. У США стандартом якості питної води прийнято мінералізацію води для водопостачання до 500 мг/дм<sup>3</sup> [4].

ВООЗ встановлює наступну градацію якості води, придатної для питного водопостачання за мінералізацією: до 300 мг/дм<sup>3</sup> – відмінна; 300-600 мг/дм<sup>3</sup> – дуже добра; 600-900 мг/дм<sup>3</sup> – добра; 900-1200 мг/дм<sup>3</sup> – задовільна; понад 1200 мг/дм<sup>3</sup> – непридатна для пиття [6].

В Україні у відповідності до ДСанПіН 2.2.4-171-10 "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною", затверджених Міністерством охорони здоров'я України у 2010 р., верхнім нормативом мінералізації для питної води є 1000 мг/дм<sup>3</sup>, а фізіологічно повноцінною вважається вода з мінералізацією 200-500 мг/дм<sup>3</sup>.

В наш час з'являються дослідження, в яких відзначається тенденція до зростання мінералізації річкових вод, або підземних горизонтів, які є в тому числі і джерелами водопостачання. Так, за останні 70 років збільшилася на 50-60 мг/дм<sup>3</sup> мінералізація води в озерах Верхнє, Ері та Онтаріо (Великі озера). В другій половині ХХ ст. втричі збільшилася мінералізація води р. Кент в Австралії. В цей же період десятикратно збільшувалася мінералізація підземних вод у Берлінгтоні (штат Масечусетс, США). Причиною цього стало використання тут хімічних засобів для боротьби зі зледенінням. Після чого було заборонено використання цих засобів [7].

Подібні процеси фіксуються і в схожих до України природних умовах. Так, при дослідженні змін хімічного складу води в басейні р. Дон за останні 50 років зафіксоване зростання мінералізації води в різних створах в 1,3-2,0 рази (наприклад, по р. Дон – м. Ростов-на-Дону з 370-560 мг/дм<sup>3</sup> до 650-1010 мг/дм<sup>3</sup>), що пояснюється антропогенним впливом і можливими кліматичними змінами, які призводять до зростання ролі підземного живлення водами вищої мінералізації [2].

Дослідження, які виконувалися по мінералізації річкових вод України за багаторічний період показали наступне.

Протягом всього періоду досліджень (1955-2014 рр.) для лівобережних притоків р. Дніпро у лісостеповій зоні (Сула, Псел, Ворскла) спостерігалось значне зростання мінералізації води [2]. Причому, в зміні середньорічних значень мінералізації і концентрацій головних іонів для всіх притоків можна виділити 3 характерних періоди. Перший період (умовний природний фон, 1955-1979 рр.) характеризувався малою мінералізацією і сталим гідрокарбонатно-кальцієвим складом води. Значення коефіцієнту галинності, який характеризує збільшення мінералізації води, коливались біля значень референсного періоду (тобто дорівнювало 1). Другий період (трансформаційний, 1980-1993 рр.) характеризувався підвищенням мінералізації води і відчутною зміною її якісного складу зі зростанням ролі сульфатів і хлоридів. Значення коефіцієнту галинності зросло до 2,1. Третій період (сучасний, 1994-2014 рр.) характеризується зменшенням інтенсивності змін у гідрохімічному режимі річки як на рівні кількісних характеристик (коефіцієнт галинності дорівнював значенням 1,5 – 2,0) так і якісних (співвідношення між головними іонами). Наприклад, якщо мінералізація води р. Сула у перший період мала значення межах 342-370 мг/дм<sup>3</sup>, то у другий період вона досягла 840 мг/дм<sup>3</sup>. Аналіз змін гідрохімічних характеристик для різних фаз водного режиму засвідчив, що найзначніші якісні і кількісні зміни характерні для періоду весняної повені. Максимальні значення коефіцієнту галинності становлять 2,5-3. Для межених періодів характерним є періодичне незначне збільшення мінералізації води (коефіцієнт галинності 1,2-1,7). Для р. Десна, яка є одним з джерел водопостачання м. Києва, спостерігається наступна динаміка мінералізації води: перший - 296 мг/дм<sup>3</sup>; другий - 372 мг/дм<sup>3</sup>; третій – 360 мг/дм<sup>3</sup>.

Для правобережних приток Дніпра, в цілому спостерігається така ж закономірність, хоча збільшення мінералізації відбувається не так інтенсивно.

В цілому, мінералізація води власне у р. Дніпро, яка є джерелом водопостачання для 2/3 території України змінюється в межах 320-380 мг/дм<sup>3</sup>, тобто за цим показником належить до фізіологічно повноцінної згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 МОЗ України, або є дуже доброю за нормативами ВООЗ.

Але проведені дослідження на притоках Дніпра свідчать про зростання мінералізації їхніх вод, що зумовлює здійснення постійного моніторингу цього показника. Адже мінімальні значення мінералізації вод у цих річках були характерні для 40-60-х років минулого сторіччя. Надалі відбувається стале зростання вмісту розчинених речовин. В деяких випадках навіть відбувався перехід мінералізацією межі в 1000 мг/дм<sup>3</sup>. А це згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 вода, що не є фізіологічно повноцінною

#### Список літератури

1. Курило С.М., Хільчевский В.К. Аналіз багаторічної трансформації хімічного складу річкових вод України // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: наук.збірник.- – 2014. – Т. 2(33). – С. 17-28.
2. Никаноров А.М., Иванник В.М., Пирумова Е.И. Тенденции многолетних изменений солевого состава воды р. Дон в нижнем течении // Метеорология и гидрология . – 2004. –№ 11. – С. 83-89.
3. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. - URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31998L0083>.
4. National Primary Drinking Water Regulations / United States Environmental Protection Agency. – URL: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-06/documents/npwdr\\_complete\\_table.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-06/documents/npwdr_complete_table.pdf).
5. Sauer H.I. Relationship between trace element content of drinking water and chronic disease. In: Trace metals in water supplies: occurrence, significance and control. University of Illinois bulletin, 1974, 71(108):39.
6. Schroeder H. A. Municipal drinking water and cardiovascular death rates. Journal of the American Medical Association, 1966, 195:81-85.
7. Total dissolved solids in Drinking-water. Background document for development of WHO uidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization, Geneva, 2003.

УДК 556.55

Н.С. Кічук, П.В. Жуков  
Одеський державний екологічний університет, Одеса, Україна

## ОЦІНКА ЗМІН МІНЕРАЛІЗАЦІЇ І ВМІСТУ ГОЛОВНИХ ІОНІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ СУББАСЕЙНУ НИЖНЬОГО ДНІПРА ЗА БАГАТОРІЧНИЙ ПЕРІОД

Враховуючи стратегічні напрямки водної політики на території України, які визначає «Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 року щодо визначень рамок дій Співтовариства у сфері водної політики» щодо захисту поверхневих, прибережних і ґрунтових вод та у зв'язку зі збільшуваним антропогенним навантаженням на річкові басейни, актуальності набувають питання оцінки якості води за гідрохімічними показниками, своєчасний аналіз і прогнозування зміни гідрохімічних показників у часі та просторі. Тому тему даної роботи можна вважати актуальною.

Південна частина басейну Дніпра – від м.Запоріжжя до гирла – розміщена в степовій зоні і становить 326 км. Для характеристики гідрохімічного режиму суббасейну Нижнього Дніпра досліджувався хімічний склад річок в його басейні: Мокра Московка, Інгулець, Вовча та р.Солона. Це типові рівнинні річки з весняним водопіллям і меженим періодом, коли річки міліють і навіть пересихають (Вовча, Солоня). Хімічний склад поверхневих вод нижнього Дніпра тісно пов'язаний із його природними умовами. Поверхневі четвертинні відклади та ґрунтовий покрив степової зони визначається як зональними ґрунтовими умовами так і геоморфологією. Найпоширенішими в басейні є чорноземні ґрунти в складі яких накопичується внаслідок випаровування високо мінералізованих ґрунтових вод значний вміст добре розчинних сульфатів і хлоридів натрію, магнію. (Осадчий В.І. 2017).

Крайня південна частина басейну Дніпра, що розташована в межах Причорноморського артезіанського басейну, в зоні недостатнього зволоження з жарким посушливим кліматом, відзначається різноманітними умовами формування підземних вод різноманітних за складом і значною мінералізацією 3-10 г/дм<sup>3</sup>.

Гідрохімічний режим поверхневих вод річок формується під впливом природних-кліматичних факторів та антропогенних чинників. Значному антропогенному навантаженню на водні ресурси піддаються поверхневі води Нижнього Дніпра, де незворотно використовується 76% води від загального беззворотного водоспоживання та скидається 83 % усіх забруднених вод. Найбільший внесок у техногенне забруднення річок вносять індустриальні міста Кривий Ріг, Дніпро, Запоріжжя, Павлоград від скидів високомінералізованих забруднених промислових стоків підприємств, які обслуговують гірничо-видобувну, металургійну та хімічну промисловість.

Ці фактори відображаються на складі вод річок і визначають мету досліджень - зміни гідрохімічного режиму річок південної частини басейну Дніпра за багаторічний період.

У роботі використано дані постів моніторингу гідрометеорологічної служби України (на теперішній час Державної служби надзвичайних ситуацій), де проводяться спостереження за гідрологічним режимом і гідрохімічними показниками вод за період 1990-2015 рр.

Проведені дослідження гідрохімічного режиму річок басейну показали, що у їх хімічному складі відбулися значні зміни, що полягають насамперед в зростанні величини мінералізації води (рр. Солоня до 3325 мг/дм<sup>3</sup>, Вовча до 3292 мг/дм<sup>3</sup>) та вмісту головних іонів природно-антропогенного походження (натрію, сульфатів і хлоридів).

Найбільші значення мінералізації за багаторічний період у суббасейні Нижнього Дніпра спостерігалися 3292 -3325 мг/дм<sup>3</sup> у воді річок Вовча (с.мт Васильківка), Солоня (с.Новопавлівка). У водах р. Мокра Московка (Запоріжжя), значення мінералізації дещо нижчі і в середньому за 1990-2015 рр. становили 1432 мг/дм<sup>3</sup>. В межах басейну р. Інгулець, середні значення мінералізації вод змінюються від 968 мг/дм<sup>3</sup> в пункті м.Кривий Ріг до їх найменших величин – 371 мг/дм<sup>3</sup> (в пункті с. Садове)

Найбільший вплив на формування хімічного складу води в річках Нижнього Дніпра мають сульфатні іони. Високий вміст сульфатних іонів у досліджуваних річках зумовлений природними властивостями ґрунтів та зв'язком поверхневих вод з високомінералізованими ґрунтовими водами, значним антропогенним впливом. Найбільша кількість сульфатних іонів  $\text{SO}_4^{2-}$  за період досліджень спостерігається в рр. Солона та Вовча  $1459 \text{ мг/дм}^3$  та  $1401 \text{ мг/дм}^3$  відповідно. У воді Мокрої Московки –  $386 \text{ мг/дм}^3$  (м. Запоріжжя) та у воді Інгульця –  $273 \text{ мг/дм}^3$  (м.Кривий Ріг) з найнижчими показниками до  $48 \text{ мг/дм}^3$  (с. Садове). Найбільші концентрації хлоридних іонів  $\text{Cl}^-$  за 1990-2015 рр. відзначалися у водах р. Вовча (сmt Васильківка) –  $508 \text{ мг/дм}^3$  та  $448 \text{ мг/дм}^3$  у її притоці Солоній (с.Новопавлівка) зі значно нижчими концентраціями хлоридних іонів у водах Мокрої Московки -  $281 \text{ мг/дм}^3$  та Інгульця в створах: м.Кривий Ріг –  $144 \text{ мг/дм}^3$ , с.Садове –  $40 \text{ мг/дм}^3$ . В катіонному складі звертають на себе увагу високі концентрації іонів натрію. Так, за досліджуваний період у р.Вовча - сmt Васильківка середня багаторічна кількість іонів натрію  $\text{Na}^+$  складала  $589 \text{ мг/дм}^3$ , а в р.Солона -с.Новопавлівка –  $560 \text{ мг/дм}^3$ , знижуючись до  $167 \text{ мг/дм}^3$  у водах річок Мокра Московка (м.Запоріжжя) та -  $126 \text{ мг/дм}^3$  Інгулець (м.Кривий Ріг),  $25 \text{ мг/дм}^3$  в пункті Інгулець – с.Садове. У цьому ж напрямі зменшується кількість іонів кальцію від  $265\text{-}260 \text{ мг/дм}^3$  до  $192\text{-}141 \text{ мг/дм}^3$  з найнижчим значенням  $47 \text{ мг/дм}^3$ , гідрокарбонатні іони змінюються незначно від  $341 \text{ мг/дм}^3$  до  $171 \text{ мг/дм}^3$ . Середня за досліджуваний період концентрація іонів магнію  $\text{Mg}^{2+}$  змінювалась у межах від  $20 \text{ мг/дм}^3$  до  $152 \text{ мг/дм}^3$ .

**Висновки.** Проведені дослідження гідрохімічного режиму річок суббасейну Нижнього Дніпра за багаторічний період спостережень (1990-2015 рр.) показали, що на формування гідрохімічного режиму річок мають значний вплив як природні так і антропогенні фактори.

У живленні річок Вовча, Солона беруть участь ґрунтові води сульфатно-кальцієвого і сульфатно-натрієвого складу, а також води хлоридно-сульфатно-натрієвого складу із загальною мінералізацією  $3\text{-}10 \text{ г/дм}^3$ , тому сума іонів у цих річках досягає значень  $3292\text{-}3325 \text{ мг/дм}^3$ , і води мають сульфатно-хлоридний натрієво-калієво-кальцієвий тип (у р. Вовча) та сульфатно - хлоридний зі змішаним катіонним складом (у р. Солона).

Води р. Інгулець зазнають значного антропогенного впливу та дренуються ґрунтовими водами із мінералізацією  $3\text{-}10 \text{ г/дм}^3$ , в яких яскраво виражена перевага натрію, сульфатів і хлоридів. Мінералізація води р. Інгулець в середньому за 1990-2015 рр. зменшується вниз за течією (в середньому від  $968 \text{ мг/дм}^3$  в пункті м.Кривий Ріг до  $371 \text{ мг/дм}^3$  в пункті с.Садове), що визначається впливом дніпровських вод. Хімічний тип вод сульфатно-гідрокарбонатно-хлоридний зі змішаним катіонним складом у пункті м.Кривий Ріг та гідрокарбонатно-хлоридний зі змішаним катіонним складом у пункті с. Садове.

### Список літератури

1. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. 2006. Основні терміни та їх визначення. Київ. 240 с.
2. Горєв Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. 1995. Гідрохімія України: Підручник. Київ: Вища школа. 307 с.
3. Хільчевський В.К., Осадчий В.І., Курило С.М. 2012. Основи гідрохімії : Підручник. Київ : Ніка-Центр. 312 с.
4. Осадчий В.І. Ресурси та якість поверхневих вод України в умовах антропогенного навантаження та кліматичних змін. Вісник НАН України. 2017. № 8. С. 29-45.
5. Процеси формування хімічного складу поверхневих вод / В.І. Осадчий, Б.Й. Набиванець, П.М. Линник та ін. К.: Ніка-Центр, 2013. 240 с.
6. Хільчевський В.К., Кравчинський Р.Л., Чунарьов О.В. Гідрохімічний режим та якість води Інгульця в умовах техногенезу. К.: Ніка-Центр, 2012. 180 с.

УДК 556.55

М. Є. Даус

*Одеський національний морський університет, Одеса, Україна***БАГАТОРІЧНІ ЗМІНИ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ І ВМІСТУ ГОЛОВНИХ ІОНІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ У СУЧАСНИЙ ПЕРІОД**

Визначення гідрохімічних характеристик вод річки Дніпро є важливою прикладною задачею, яка поставлена загальнодержавною програмою (Закон України від 24.05.2012 р.) по екологічному оздоровленню Дніпра, і спрямована на розроблення системи заходів та механізмів їх впровадження з метою екологічного відродження річки Дніпро та її приток. Крім того, згідно вимог законодавчої бази Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60/ЄС, відносно Плану управління річковим басейном Дніпра (в межах України) щодо забезпечення досягнення поверхневими водними об'єктами доброго екологічного та хімічного статусу необхідним є аналіз гідрохімічного режиму річок басейну для створення направлених дій на покращення гідроекологічної ситуації природних вод річок. Тому тему даної роботи можна вважати актуальною.

Однією з основних приток середньої ділянки Дніпра є річка Прип'ять, протікає територією України (Волинською, частково Рівненською, Київською областями) та Білорусі, найбільша за площею басейну і водністю права притока Дніпра (впадає в Київське водосховище). Довжина 761 км (на території України - 261 км), площа басейну 121 тис.км.кв. Тече переважно Поліською низовиною яка має увігнутий рельєф, що сприяє поширенню перезволожених ділянок. Найпоширенішими в басейні Прип'яті є дерново-підзолисті ґрунти супіщаного та піщаного складу.

Гідрохімічний режим поверхневих вод річок формується під впливом природних умов та господарської діяльності на водозборі (Хільчевський В.К. та ін., 2012). Дослідження сучасних кліматичних змін та водного режиму річок України (Гребінь В.В., 2010) свідчать, що впродовж останніх 20 років в межах рівнинної території країни зросла середня річна температура повітря на  $0,8^{\circ}\text{C}$  та збільшилась кількість опадів у весняний та осінній сезони. Це викликало зміни у живленні річок, збільшилася частка підземного стоку.

Такі процеси відображаються і у складі вод річок. Тому метою досліджень була оцінка кількісних змін гідрохімічного режиму річки Прип'ять та її правих приток (в межах України) протягом сучасного багаторічного періоду.

У роботі використано дані постів моніторингу гідрометеорологічної служби України (на теперішній час Державної служби надзвичайних ситуацій), де проводяться спостереження за гідрологічним режимом і гідрохімічними показниками вод.

Проведені дослідження гідрохімічного режиму річок басейну Прип'яті за багаторічний період спостережень (1990-2015 рр.) показали, що середні багаторічні та середньорічні концентрації головних іонів відображають зміну фізико-географічних та кліматичних умов у басейні Дніпра. З просуванням від витоку до гирла простежується зміна значень мінералізації та її складових.

Середні значення мінералізації у басейні Прип'яті (зона змішаних лісів) коливаються від  $237\text{ мг/дм}^3$  на р. Уж, яка протікає в межах Прип'ятського прогину, до  $402\text{--}442\text{ мг/дм}^3$  у воді верхніх правобережних приток Прип'яті (річки Тур'я, Стир, Случ), які протікають по Волино-Подільському плато. Також для правобережних приток Прип'яті характерне зменшення мінералізації води вниз за течією річок у міру пересікання Прип'ятської низовини під впливом стоку з боліт. У цьому ж напрямі змінюються співвідношення між головними іонами – зменшується кількість гідрокарбонатних іонів від  $223\text{--}289\text{ мг/дм}^3$  (пости р. Стохід – смт Любешів, р. Тур'я – м. Ковель) до  $114\text{--}201\text{ мг/дм}^3$  (пости р.Уж – м. Коростень, р. Уборть - с. Перга) та іонів кальцію від  $67\text{--}88\text{ мг/дм}^3$  до  $33\text{--}36\text{ мг/дм}^3$  (дані наведені для тих же постів). Також збільшується кількість іонів натрію від  $20\text{--}24\text{ мг/дм}^3$  на річках Тур'я, Стир,

Случ до 65 мг/дм<sup>3</sup> у водах Уборті. Кількість сульфатів коливається у межах від 26 мг/дм<sup>3</sup> (р. Стохід – смт Любешів) до 34 мг/дм<sup>3</sup> (р. Прип'ять-с. Річиця). Концентрації хлоридних іонів змінювалися від 16 мг/дм<sup>3</sup> (р. Стир - м. Луцьк) до 26 мг/дм<sup>3</sup> (р. Случ - м. Сарни, р. Уж - м. Коростень). Середня за досліджуваний період концентрація іонів магнію Mg<sup>2+</sup> змінювалась у межах від 6 мг/дм<sup>3</sup> до 14 мг/дм<sup>3</sup>.

Зміна хімічного типу вод приток Прип'яті відбувається із заходу на схід, повторюючи хід мінералізації, що відображає зв'язок річкових вод з підземними водами (Горев Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К., 1995) – з гідрокарбонатного кальцієвого і гідрокарбонатного кальцієво - магнієвого на гідрокарбонатний кальцієво-натрієвий (Случ-м. Сарни) і гідрокарбонатний натрієво-кальцієвий (Уборть-с. Перга).

Часові тренди рядів ходу середньої річної мінералізації річок басейну Прип'яті було досліджено за допомогою коефіцієнтів кореляції, які були перевірені на значущість. Перевірка значущості проводилась за двома критеріями: коефіцієнт кореляції  $r$  вважається значущим, якщо виконується умова  $r \geq 2\sigma_r$  (Методические рекомендации, 2010) та за критерієм Стьюдента на рівні значущості  $\alpha=0,05$  (Школьный Є.П., Лоева І.Д., Гончарова Л.Д., 1999).

**Висновки.** Проведені дослідження гідрохімічного режиму річок басейну Прип'яті за багаторічний період спостережень (1990-2015 рр.) показали, що середні багаторічні та середньорічні концентрації головних іонів відображають зміну фізико-географічних та кліматичних умов у басейні Дніпра. З просуванням від витoku до гирла простежується зміна значень мінералізації та її складових.

У басейні Прип'яті (зона змішаних лісів) середня мінералізація коливається від 237 мг/дм<sup>3</sup> (р. Уж, протікає в межах Прип'ятського прогину) до 402-442 мг/дм<sup>3</sup> у воді верхніх правобережних приток Прип'яті (річки Тур'я, Стир, Случ, що протікають по Волино-Подільському плато). Переважаючий клас вод у басейнах Прип'яті гідрокарбонатний кальцієвий і гідрокарбонатний кальцієво – магнієвий.

Хронологічні ряди суми іонів на постах Тур'я – м. Ковель, Случ – м. Новоград-Волинський, Случ – м. Сарни, Уборть – с. Перга мають значущі коефіцієнти кореляції, тобто мінералізація збільшувалася за досліджуваний період. Величини мінералізації на постах Прип'ять – с. Річиця, Стохід – смт Любешів, Стир – м. Луцьк, Уж – м. Коростень коливалися у певних межах біля середніх багаторічних значень.

### Список літератури

1. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. 2006. Основні терміни та їх визначення. Київ. 240 с.
2. Гребін В.В. 2010. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз). Київ : Ніка-Центр. 316 с.
3. Горев Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. 1995. Гідрохімія України: Підручник. Київ: Вища школа. 307 с.
4. Закон України Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року. Прийнятий 24.05.2012 р. Відомості Верховної Ради (ВВР), 2013, № 17, ст.146. Інтернет-посилання <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/4836-17>
5. Методические рекомендации по оценке однородности гидрологических характеристик и определению их расчетных значений по неоднородным данным. 2010. Санкт-Петербург. 162 с.
6. Хільчевський В.К., Осадчий В.І., Курило С.М. 2012. Основи гідрохімії : Підручник. Київ : Ніка-Центр. 312 с.
7. Школьный Є.П., Лоева І.Д., Гончарова Л.Д. 1999. Обробка та аналіз гідрометеорологічної інформації: Підручник. Київ: Міносвіти України. 538 с.

УДК 5.502/504.502.3/7

Осадча<sup>1</sup> Н.М., Ухань<sup>1</sup> О.О., Чехній<sup>2</sup> В.М., Голубцов<sup>2</sup> О. Г.

<sup>1</sup>Український гідрометеорологічний інститут Державної служби України з надзвичайних ситуацій та НАН України, м. Київ, Україна  
<sup>2</sup>Інститут географії НАН України, м. Київ, Україна

## ОЦІНКА ЕМІСІЇ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТА ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ БАСЕЙНУ Р. СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ ВІД ДИФУЗНИХ ДЖЕРЕЛ

Тривалий час оцінка антропогенного впливу на стан поверхневих вод виконувалась на підставі лише точкових джерел. Проте, вдосконалення технологій виробництва та посилення природоохоронного законодавства в багатьох країнах світу призвело до розуміння важливої ролі дифузного. Кожні із вищезазначених джерел надходження забруднюючих речовин мають свої характерні особливості. Так, для точкових джерел відзначаються відносно постійні характеристики надходження як за об'ємом стічних вод, так і за кількістю забруднюючих речовин. Рівень дифузного забруднення характеризується значною просторово-часовою неоднорідністю і залежить не тільки від антропогенного впливу, й від кліматичних, гідрологічних умов, властивостей підстильної поверхні і ґрунтів.

Басейн р. Сіверський Донець розташований у межах Харківської, Донецької та Луганської областей і є одним з найбільш урбанізованих та індустріальних регіонів країни з інтенсивним веденням сільського господарства. Сіверський Донець належить до складних водних об'єктів з різноманітними природними умовами, а його водозабезпеченість нижча від середньої по Україні.

Вплив дифузних джерел значною мірою залежить від типу земного покриву, ГІС-шар якого було розроблено на підставі мультиспектральних знімків Landsat 8 за часовий проміжок травень-липень 2018 р.

Згідно отриманих даних більша половина території басейну, а саме 66,5%, обробляється з метою сільськогосподарського виробництва, що призводить до значних втрат органічних та поживних речовин внаслідок водного стоку та дефляції.

Для оцінки дифузного навантаження басейну Сіверського Дінця використовувалися дані гідрохімічного моніторингу вод у межах всіх виділених притоків Сіверського Дінця 1-го порядку за період 2013-2017 рр. Також вхідною інформацією слугували дані про величину водного стоку у річкових басейнах. У тих з них, що не були забезпечені гідрологічною інформацією, величину водного стоку визначали на підставі карти модуля стоку.

Оцінку навантаження органічними речовинами від сільського населення проводили розрахунковим методом з використанням відкоригованих нами коефіцієнтів надходження органічних речовин за рахунок життєдіяльності 1 особи. Для розрахунку величини БСК<sub>5</sub> нами була прийнята цифра 50 г / добу чол., ХСК - 85 г / добу чол.

Для оцінки дифузного надходження біогенних елементів у басейні р. Сіверський Донець була розроблена концептуальна модель, яка дозволяла врахувати основні шляхи надходження досліджуваних елементів від розподілених джерел - від атмосферних опадів, з річковим стоком від поверхонь з різним типом покриву (орні землі, ліси, луки і пасовища, населені пункти, виходи порід, водна поверхня), від населення сільських регіонів не облаштованих каналізацією. Вплив дифузійних джерел оцінювався як сумарний від зазначених шляхів надходження біогенних елементів.

**Органічні речовини.** Основним джерелом надходження органічних сполук є домогосподарства переважно сільського населення, не обладнаних каналізацією.

Водовідведення у таких господарствах здійснюється на рельєф шляхом накопичення у відстійниках. Відповідно до проведених розрахунків всього за рік від розподілених джерел у поверхневій воді басейну Сіверського Дінця надходить органічних 21449 т за БСК<sub>5</sub> та 35362 т за ХСК. Ключову роль у забрудненні органічними речовинами від сільського населення не підключеного до каналізації відіграють 7 річок: Луганка, Луганчик, Велика Кам'янка, Казенний Торець, основне русло Сіверського Дінця, Уди, Борова) у межах яких сукупно формується 74% загального навантаження у басейні Сіверського Дінця.

**Сполуки нітрогену.** З території басейну Сіверського Дінця формується емісійний потік сполук нітрогену рівний 5433 т/рік або  $1,00 \text{ т/км}^2 \cdot \text{рік}$ . За джерелами надходження емісія нітрогену розподіляється наступним чином: більше 80 % надходить з території орних земель, близько 9% - за рахунок точкових джерел. Вплив інших джерел є незначним. Характерною особливістю басейну Сіверського Дінця є те, що у складі розчиненого нітрогену домінує нітратна форма - 71%, що вказує на вплив дифузійних джерел, передусім, сільськогосподарського походження. Високе значення сільськогосподарських джерел у формуванні емісії азоту у басейні Сіверського Дінця дозволяло вважати, що у басейні існують зони, чутливі до забруднення нітратними сполуками. Для виділення таких зон була задіяна методика, основана на використанні багаторічних даних моніторингу вод. У якості критерію застосовувалась концентрація  $N_{\min} > 11,3 \text{ мг N/дм}^3$ . Аналіз наявних даних показав, що у басейні Сіверського Дінця на сьогодні не існує жодної точки, де вміст азоту перевищує необхідний критерій. Однак, у 3-х створах (р. Бахмут – м. Артемівськ, р. Казенний Торець – м. Слов'янськ, р. Кривий Торець – с. Дружківка), таке перевищення може статися найближчим часом, а всі масиви поверхневих вод, розташовані нижче вказаних точок, слід віднести до зон, чутливих до забруднення нітратними сполуками.

Найбільший вплив на забруднення води дифузні джерела проявляють у річках Айдар, де вони призводять до зростання вмісту азоту на  $19 \text{ мг/дм}^3$ , Деркул –  $7,7 \text{ мг/дм}^3$ . У річках Великий Бурлук, Луганчик, Казенний Торець вплив дифузних джерел оцінюється у  $4 \text{ мг/дм}^3$ . У межах річок Луганка, Біла, Бахмутка, Жеребець, Шебелинка сільськогосподарські джерела зумовлюють зростання концентрацій азоту на  $3 \text{ мг/дм}^3$ . У інших басейнах 1-го порядку істотного зростання концентрацій азоту за рахунок дифузних джерел не спостерігається. В цілому простежується залежність зростання впливу дифузних джерел від ступеню розораності басейну. Кожний процент розораної території призводить до збільшення модуля виносу азоту у середньому до  $13 \text{ т/км}^2 \cdot \text{рік}$ .

**Сполуки фосфору.** Згідно проведених розрахунків загальне навантаження басейну Сіверського Дінця сполуками фосфору становить  $1607 \text{ т/рік}$ , або  $0,3 \text{ т/км}^2 \cdot \text{рік}$ . За джерелами надходження загальний стік фосфору розподілявся наступним чином: домінуюча частка надходить за рахунок ерозії – 56%; внесок сільськогосподарських земель становить 36%. За рахунок точкових джерел формується 6% навантаження. Вплив інших надходжень незначний. Високий внесок ерозійних процесів визначається особливостями поведінки фосфору у ґрунтах. Потрапивши в мінеральними добривами він дуже швидко адсорбується мінералами ґрунтотворних порід і утримується ними протягом тривалого часу. Високий рівень розораності земель, значний розвиток ерозійних процесів сприяють міграції сполук фосфору у складі завислих часток. За рахунок впливу дифузних джерел середня концентрація фосфору може коливатися у межах від  $0,01 \text{ мг/дм}^3$  до  $0,97 \text{ мг/дм}^3$  і у середньому становити  $0,21 \text{ мг/дм}^3$ .

УДК 556.551.3/4

Лузовіцька Ю.А., Осадча Н.М.

*Український гідрометеорологічний інститут Державної служби України  
з надзвичайних ситуацій та Національної академії наук України,  
м. Київ, Україна*

## **ОСНОВНІ ДЖЕРЕЛА ДИФУЗНОГО НАВАНТАЖЕННЯ БІОГЕННИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ В БАСЕЙНІ Р. БОГУСЛАВКА**

За останні десятиліття відбулись значні зміни в акцентах дослідження джерел забруднення водних об'єктів, які полягають у значній увазі до ролі дифузних джерел, які до цього часу практично не розглядалися. Оцінка ролі дифузних джерел практично повністю знаходиться в області моделювання.

Проблема забруднення вод біогенними елементами виникла у 1960-ті роки але свого вирішення вона не знайшла до цього часу. Біогенні елементи (БЕ), які відіграють роль поживних речовин для автотрофів, є рушійною силою евтрофікації. Серед них домінуючу роль відіграють сполуки фосфору та нітрогену, в окремих випадках можуть чинити вплив ферум, силіцій та молібден.

Прогнозування емісії БЕ від дифузних джерел залежить від характеристик земного покриву, показників сільськогосподарської діяльності на водозборі, практики проведення робіт у землеробстві, зокрема, кількості застосованих добрив, умов зберігання гною, чисельністю сільського населення. Разом з тим. Вагому роль відіграють природні чинники: гідрометеорологічні умови, характеристики ґрунту.

Експериментальне дослідження умов дифузного забруднення біогенними елементами започатковане на малому сільськогосподарському водозборі р. Богуславка, яка є правою притокою річки Рось. Загальна площа басейну річки становить 11,2 км<sup>2</sup>. Ґрунтовий покрив басейну Богуславки представлений переважно чорноземом малогумусним та середньогумусним на лесовидних суглинках. У межах басейну розташований один населений пункт – с. Туники з чисельністю населення у 198 чол. та 30% території м. Богуслав. Вказана частина міста з населенням 1000 чол. не обладнана системою каналізації, а стоки домогосподарств утилізуються на рельєф.

Населення басейну розведенням тварин не займається

Оцінка надходження біогенних елементів проводилась за двома підходами: перший полягав у прямому розрахунку хімічного стоку на основі даних моніторингу Богуславської ПЕГМБ за параметрами водного стоку та гідрохімічних показників; другий підхід полягав у концептуальному моделюванні процесів надходження забруднювальних речовин. Розрахунковим періодом вибрано 2017 р. Відбір проб на хімічний аналіз проводився щотижня, а під час водопілля – кожні 3 дні.

Прямий розрахунок стоку хімічних елементів проводили за загальновідомою формулою:

$$R = W \cdot C,$$

де  $R$  – стік компонента хімічного складу;  $W$  – об'єм водного стоку;  $C$  – концентрація речовини.

Згідно з проведеними розрахунками з водами р. Богуславка за обраний період надійшло 2880 кгN неорганічного нітрогену, та 115,3 кгP неорганічного фосфору. Для нітрогену характерна домінуюча роль його нітратних сполук, відносна частка яких становить біля 90 %. Стічні води м. Богуслав скидаються за межами басейну р. Богуславки, а кліматичні чинники не сприяють зволоженню басейну, внаслідок чого надходження

неорганічних форм нітрогену формується практично за рахунок його вимивання з ґрунтового покриву у вигляді найбільш розчинних нітратних сполук. Це свідчить про те, що формування біогенного навантаження в досліджуваному басейні відбувається переважно за рахунок дифузних джерел.

Результати моделювання дифузного стоку БЕ показали, що основне навантаження неорганічними сполуками нітрогену формується за рахунок сільськогосподарської діяльності (74%), тоді як більша частка фосфору надходить від населення (84,5%). Частка надходження нітрогену від населення становить 24%, а фосфору від сільського господарства – 12%. Найменшу частку надходження БЕ дають атмосферні опади, для нітрогену вона становить 0,1%, для фосфору – 0,45%. Із залісених територій надходить 1,7% неорганічного нітрогену та 3% неорганічного фосфору.

Отже, отримані результати показали, що основне навантаження неорганічними формами нітрогену формується за рахунок сільськогосподарської діяльності, а сполуки фосфору надходять переважною мірою із стічними водами домогосподарств.

Для зменшення навантаження забруднювальними речовинами в басейні р. Богуславка необхідно дотримуватись норм кращих сільськогосподарських практик, підключати населення до центральної системи каналізації та проводити громадські зустрічі та бесіди для населення про вплив фосфоровмісних миючих засобів для навколишнього середовища.

УДК 556,531:556,18:311

Л.А. Ковальчук, Н.М. Осадча

*Український Гідрометеорологічний інститут, м. Київ, Україна*

## МЕТОДИКА РОЗДІЛЕННЯ ВМІСТУ ГІДРОХІМІЧНИХ КОМПОНЕНТ НА ПРИРОДНУ ТА АНТРОПОГЕННУ СКЛАДОВУ ТА ВИЗНАЧЕННЯ РЕФЕРЕНТНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ

Для визначення референтних концентрацій показників хімічного складу води рекомендується застосовувати низку методів, серед яких: 1) спостереження у фонових регіонах; 2) історичні дані; 3) моделювання та ін.

Очевидно, що кожен із зазначених методів має певні обмеження та недоліки.

В якості альтернативи запропоновано метод імовірісно-статистичного розділення вимірних концентрацій хімічних компонент на природну та антропогенну складову шляхом перевірки гідрохімічної гіпотези.

Метою роботи було опрацювання теоретичних основ перевірки гіпотези про імовірісне співвідношення між концентраціями природного та антропогенного походження у фактичній концентрації; визначення аналітичних моделей статистичних розподілів, що відповідають закономірностям формування хімічного режиму водних об'єктів і дозволяють оцінювати якість води відносно природного стану.

Теоретична основа розділення концентрацій гідрохімічних компонент на природну і антропогенну складову представлена аксіоматикою теорії ймовірностей. Відомо, що фактичні концентрації окремих показників хімічного стану води являються сумою двох складових статистично незалежних подій, перша з яких обумовлена природним фоном, а друга – діяльністю людини. У цьому зв'язку висловлена гіпотеза полягає в тому, що закон статистичного розподілу фактичних концентрацій є згортокою законів статистичних розподілів концентрацій природного і антропогенного походження. Якщо гіпотеза підтверджується, то з'являється нагода, маючи закони статистичних розподілів, визначити ймовірності фактичних концентрацій, та ймовірності концентрацій антропогенного і природного походження. На підставі отриманих результатів визначаються значення природних і антропогенних концентрацій гідрохімічного компоненту.

Параметри закону статистичного розподілу фактичних концентрацій визначалися на підставі багаторічних рядів натурних спостережень. Параметри закону статистичного розподілу концентрацій природного походження - на основі ранжованих величин фактичних концентрацій завдяки оцінкам незміщених значень ексцесу та ексцентриситету в межах їх 99% - них довірчих інтервалів. Параметри закону статистичного розподілу концентрацій антропогенного походження визначалися завдяки відомим властивостям згортки. Закони статистичних розподілів ідентифікувалися на основі визначених параметрів за допомогою аналітичних моделей: Pearson-3, Generalized Gaussian 1, Generalized Gaussian 2. Величини концентрацій обраховувалися за допомогою четвертої (IV) аксіоми А.Н.Колмогорова, згідно якої ймовірність суми двох незалежних подій дорівнює сумі ймовірностей цих подій. Для розрахунків складала відповідні пропорції та отримували розрахункові рівняння.

Випробування методики виконано на прикладі довгострокових спостережень за нітрогеном амонійним  $N(NH_4^+)$ , нітрогеном нітритним  $N(NO_2^-)$ , нітрогеном нітратним  $N(NO_3^-)$ , фосфатами  $P(PO_4^{3-})$ , розчиненим киснем  $O_2$ , мінералізацією водних об'єктів **р. Західний Буг** в пунктах спостережень м. Буськ, м. Кам'янка Буська та м. Сокаль; **р. Тиса** в пунктах спостережень м. Рахів та м. Тячів; **р. Чорна Тиса** в пункті спостережень смт Ясіня; **р. Дністер** в пунктах спостережень м. Галич, м. Заліщики, м. Могилів Подільський; **р. Південний Буг** в пунктах спостережень м. Вінниця, м. Хмельницький, с. Олександрівка. Для попередження впливу побутових та промислових стічних вод до розрахунку залучалися дані. Отримані ц створах вище населених пунктів.

Основна увага приділялася розгляду наступних компонентів: нітроген амонійний, розчинений кисень та мінералізація води. Концентрації іонів нітрогену амонійного значною мірою пов'язані з геохімічними, фізико-географічними, гідробіологічними, гідрометеорологічними умовами в пункті спостережень та агрохімічними умовами водозбірного басейну. Напроти, концентрації головних іонів:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , більшою мірою визначаються фізико-географічними умовами та місцевим геохімічним фоном. У гірських річках, де ступінь насичення води киснем істотно чиним залежить від турбулентності потоку, природні концентрації розчиненого кисню мають бути близькими за довжиною річки, що свідчать про коректність оцінювання. Верифікацію методики виконано за допомогою статистичного (нульова гіпотеза) та логічного підходів. Суть останнього полягала у експериментальному підтвердженні всі наслідків, що впливали з гіпотези.

Отримані результати показали, що референтні значення мінералізації води відрізнялися залежно від річкових басейнів, але в межах одного басейну значних змін не зазнавали. Натомість, референтні значення концентрацій нітрогену амонійного суттєво змінювались за довжиною річки.

Перевірка гіпотези показала, що фактичний стан води на обстежених об'єктах річок Дністер, Тиса та Чорна Тиса в пунктах спостережень м. Галич, м. Заліщики, м. Могилів-Подільський, м. Рахів, м. Тячів, смт Ясіня за нітрогеном амонійним, розчиненим киснем, та мінералізацією води був відмінним. Погіршення стану води за іншими фізико-хімічними показниками пов'язано з антропогенним забрудненням. Найкращий стан води виявлений у смт Ясіня (таблиця). Не зважаючи на те, що природний стан води в пунктах спостережень м. Рахів та м. Тячів був подібний, але фактичний стан виявився різний, що, вірогідно, зумовлено дією антропогенного чинника.

Таблиця

Оцінка стану води у досліджених пунктах спостережень за фізико-хімічними показниками

Компоненти	м. Галич	м. Заліщики	м. Могилів-Подільський	м. Рахів	м. Тячів	Смт Ясіня
$\text{N}(\text{NH}_4^+)$	Відмінний	Відмінний	Відмінний	Відмінний	Відмінний	Відмінний
$\text{N}(\text{NO}_2^-)$	Поганий	Добрий	Добрий	Задовільний	Добрий	Добрий
$\text{N}(\text{NO}_3^-)$	Поганий	Поганий	Поганий	Поганий	Добрий	Відмінний
Фосфати	Поганий	Добрий	Відмінний	Добрий	Добрий	Відмінний
$\text{O}_2$	Відмінний	Відмінний	Відмінний	Відмінний	Відмінний	Відмінний
Мінералізація	Відмінний	Відмінний	Відмінний	Відмінний	Відмінний	Відмінний

Отримані результати мають додатково бути відкалібровані за гідробіологічними показниками.

УДК 556.047+556.332.52

Клебанов Д.О., Осадча Н.М., Клебанова Н.С.

*Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України,  
м. Київ, Україна***ОЦІНКА СТАНУ ВОД НИЖНЬОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ДУНАЙ ЗА МІНЕРАЛІЗАЦІЄЮ  
ТА БІОГЕННИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ, 1968-2016 рр.**

За даними Міжнародної комісії із захисту басейну р. Дунай (ICPDR), екосистема річки не досягає “доброго” екологічного стану, а явища гіпоксії шельфової зони, загибель придонної біоти, зниження біорізноманіття до цього часу не втратили своєї значимості. Незадовільний екологічний стан Дунаю вимагає подальшого продовження досліджень у межах української ділянки та оцінки екологічного стану (ICPDR 2009, 2015).

Оцінка екологічного стану проводиться на підставі значень референтних умов, які відображають природні умови або незначні антропогенні порушення.

Метою даної роботи було визначення референтних умов для показників мінералізації води та вмісту біогенних елементів та оцінка стану нижньої ділянки Дунаю за вказаними показниками.

Вихідними даними для виконання роботи слугували дані Дунайської гідрометеорологічної обсерваторії державного моніторингу поверхневих вод мережі ДСНС України.

У межах української частини Нижнього Дунаю інтегрується вплив різноспрямованих природних процесів і антропогенного забруднення верхньої і середньої течії річки. Вибір створу визначався його розташуванням на безприточній ділянці нижче впливу р. Прут і вище вершини дельти.

Для визначення референтних умов була розроблена методологія, що ґрунтувалася на аналізі історичних даних з урахуванням впливу водності річки.

На підставі багаторічних гідрологічних спостережень у створі см. Рені побудована емпірична крива забезпеченості водного стоку за період 1921–2016 рр. Згідно величини забезпеченості стоку були виділені частини кривої з однорідними гідрологічними умовами: дуже багатоводні (<10%), багатоводні (10-40%), середні за водністю – (40-60%), маловодні – 60-90%, дуже маловодні – > 90 %.

Весь ряд спостережень був розділений на часові проміжки (1948-1973, 1974-1990, 1991-2000, 2001-2013, 2014-2016), які відображають темпи економічного розвитку основних європейських країн та України. Період 1948–1973 рр. був прийнятий за фоновий.

Результати моніторингових спостережень у кожен період були класифіковані за показником забезпеченості водного стоку. На базі отриманих даних розроблені цільові криві щоденного іонного стоку та стоку біогенних елементів нижнього Дунаю та отримано значення референтних концентрацій для вищезазначених показників.

Отримані результати показали, що в сучасний період стан води нижнього Дунаю за показником її мінералізації змінювався в межах від "відмінного" до "доброго". Це свідчить про переважання природних процесів формування загального сольового складу води річки. Відзначається незначний вплив антропогенних чинників на мінералізацію води.

Починаючи з середини 70-х років ХХ ст., води Дунаю зазнають значної евтрофікації, спричиненої підвищенням вмістом біогенних елементів. Внаслідок впливу Дунаю, який забезпечує 60% притоку прісної води до Чорного моря, спостерігається стійка придонна гіпоксія морського шельфу. На початку 1990 рр. в Україні та країнах Східної Європи змінилися суспільно-політичні умови, що супроводжувалося істотною економічною кризою і зниженням господарського навантаження на водні ресурси річки.

Мінімальні концентрації сполук нітрогену  $N_{\text{неорг}}$  та  $\text{NO}_3^-$  були відзначені для періоду 1974–1990 рр., які практично досягли фонових показників 1950-х років. Найменші значення

сполук фосфору ( $P_{\text{неорг}}$  та  $P_{\text{заг}}$ ) були характерними для сучасного періоду (2001–2016 рр.) і практично досягли фонових показників. Отримані значення референтних концентрацій були валідовані за результатами моделювання MONERIS (за період 2009–2012) [ICPDR, 2015] з використанням критерію PBIAS.

Зменшення концентрацій біогенних елементів у сучасний період спостерігається на фоні збільшенням водності. Також дали ефект заходи країн ЄС, задіяні у результаті виконання планів управління басейном р. Дунай, а саме будівництво очисних споруд, поглиблення ступеня очищення стічних вод, регулювання використання добрив.

УДК 556,531:556,18:311

Шумов С.М., Осадча Н.М.  
*Київ, Український гідрометеорологічний інститут***ВИЗНАЧЕННЯ РЕФЕРЕНТНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ  
ДЛЯ БАСЕЙНІВ РІЧОК ДНІСТЕР І ДЕСНА**

В Україні відбувся перехід від санітарного до екологічного принципу нормування, який закріплено у новій редакції Водного Кодексу [2]. Це потребувало зміни критеріальної бази.

Критерій гранично-допустимих концентрацій, що ґрунтується на токсикорезистентності окремих типів організмів, залишився для забезпечення безпеки питного водокористування. Для екологічного нормування у якості критерію безпечності використовуються умови, що відображають природний екологічний стан за відсутності або за незначного впливу людської діяльності [1, 3]. Такі умови називають референтними (РУ), а оцінка стану водного об'єкту проводиться на підставі ступеня відхилення від РУ.

Для ілюстрації важливості застосування вказаного підходу можна навести р. Прип'ять. Її басейн характеризується значною заболоченістю, внаслідок чого у воді спостерігається підвищений вміст органічних речовин, біогенних елементів, заліза та інших металів, зниження  $pH$ , часто встановлюється задуха. Традиційна система оцінки якості води кваліфікували б такі умови як стан забруднення, однак це – природні умови, викликані ландшафтним комплексом басейну.

При екологічному нормуванні використовують біологічні, фізико-хімічні і хімічні та гідроморфологічні показники і РУ мають бути встановлені для кожного з перелічених показників. РУ є типоспецифічними, тобто встановлюється не для всього басейну в цілому, а для різних типів водних масивів окремо у межах річкового басейну, оскільки вони відображають локальні умови формування вод.

У країнах ЄС розроблено Керівництво з визначення референтних умов для біологічних показників [3]. Для параметрів хімічного складу води таких документів не існує і кожна країна проводить це власним методом.

Типоспецифічні РУ отримують шляхом дослідження еталонних ділянок, ретроспективного аналізу або моделювання, або з використанням комбінації методів. В УкрГМІ розроблено методичний підхід визначення РУ для фізико-хімічних показників шляхом імовірно-статистичного розділення історичного ряду фактичних концентрацій хімічних компонент на природну та антропогенну складову та створено спеціалізований програмний продукт [2].

Інформаційною основою слугувала інформаційно-аналітична база AquaGuard, створена в УкрГМІ на підставі моніторингових спостережень у системі гідрометслужби України.

Практична реалізація вказаного методу проведена на прикладі басейні річок Дністер і Десна (Таблиця 1, 2).

Отримані результати мають бути валідовані іншими методами та відкалібровані із застосуванням біологічних параметрів якості води.

Таблиця 1

Результати розділення фактичних концентрацій окремих компонентів хімічного складу води р. Дністер на природну та антропогенну складові

	Концентрація	с.Стрілки	м.Самбір	м.Роздол	м.Галич	с.Заліщики	м.Могилів-Подільський	с.Шабо
Нітроген-нітратів, мг/дм <sup>3</sup>	Фактична	0,340	0,360	0,450	0,435	0,490	0,090	0,525
	Референтна	0,310	0,310	0,370	0,360	0,420	0,080	0,490
	Антропогенна	0,030	0,050	0,080	0,075	0,070	0,010	0,035
Нітроген-нітритів, мг/дм <sup>3</sup>	Фактична	0,006	0,006	0,014	0,008	0,009	0,017	0,018
	Референтна	0,005	0,006	0,006	0,006	0,006	0,014	0,012
	Антропогенна	0,001	0,000	0,008	0,002	0,003	0,003	0,006
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Фактична	0,720	0,885	1,050	0,750	0,870	0,380	0,135
	Референтна	0,665	0,880	1,000	0,730	0,820	0,310	0,130
	Антропогенна	0,055	0,005	0,050	0,020	0,050	0,070	0,005
Фосфор фосфатів, мг/дм <sup>3</sup>	Фактична	0,020	0,016	0,060	0,028	0,033	0,028	0,054
	Референтна	0,015	0,013	0,050	0,022	0,030	0,023	0,050
	Антропогенна	0,005	0,003	0,010	0,006	0,003	0,005	0,004

Таблиця 2

Результати розділення фактичних концентрацій окремих компонентів хімічного складу води р. Десни на природну та антропогенну складові

	Відстань від гирла, км	573 км	569 км	390 км	350 км	200 км	55 км	3 км
	Концентрація	с. Мурав'ї	С. Камінь	с. Спаське	с.мт Макошино	м. Чернігів	с. Крехайв	м. Київ, водозабір
Нітроген-нітратів, мг/дм <sup>3</sup>	Фактична	1,510	1,370	1,560	1,545	1,520	1,560	1,500
	Референтна	1,510	1,360	1,560	1,545	1,520	1,560	1,500
	Антропогенна	0,000	0,010	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Нітроген-нітритів, мг/дм <sup>3</sup>	Фактична	0,058	0,054	0,043	0,047	0,044	0,040	0,040
	Референтна	0,058	0,054	0,043	0,046	0,044	0,040	0,040
	Антропогенна	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	Фактична	0,470	0,415	0,385	0,365	0,395	0,340	0,270
	Референтна	0,470	0,415	0,385	0,365	0,390	0,340	0,260
	Антропогенна	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,000	0,010
Фосфор фосфатів, мг/дм <sup>3</sup>	Фактична	0,450	0,380	0,330	0,340	0,415	0,390	0,310
	Референтна	0,450	0,380	0,330	0,340	0,415	0,370	0,280
	Антропогенна	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,020	0,030

## Література

1. Водний Кодекс України (зміни, внесені Законом України від 23 травня 2017 року №2059-VIII, вводяться в дію з 18 грудня 2017 року).
2. Осадчий В.И., Ковальчук Л.А. Теоретические основы вероятностно-статистического разделения величины показателей химического состава водных объектов на природную и антропогенную составляющие // Доп. НАН України. — 2013. — № 4. — С. 97—103.
3. River and lakes – Typology, reference conditions and classification systems.- *Guidance document n.o 10.*- Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003.- ISBN 92-894-5614-0, ISSN 1725-1087

УДК [282.247.32:546.77]

І.І. Ігнатенко

*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна*

### **ФОРМИ ЗНАХОДЖЕННЯ МОЛІБДЕНУ У ДОННИХ ВІДКЛАДАХ ОЗЕРА ВЕРБНОГО (м. КИЇВ)**

Озеро Вербне – непроточна водойма з уповільненим водообміном, глибиною 8,5–12,0 м. В літній період на глибоководних ділянках озера формуються анаеробні умови, що може бути передумовою вторинного забруднення води внаслідок надходження органічних речовин та металів з донних відкладів у воду. Акумуляція металів, в тому числі і молібдену, у донних відкладах озера відбувається за рахунок адсорбції молібдену завислими речовинами з наступною їхньою седиментацією та співосадженням з окисами мангану і заліза. Вивільнення молібдену можливе за порушення рівноваги між донними відкладами та водою. Цьому сприяють анаеробні умови, зниження рН, підвищення вмісту органічних речовин, зміна мінералізації води тощо. Найбільшою рухливістю характеризуються сполуки, що знаходяться в поровому розчині донних відкладів. Їхнє надходження до води відбувається за рахунок молекулярної дифузії за умови виникнення градієнту концентрацій на межі фаз донні відклади – вода.

За результатами досліджень вміст молібдену у поровому розчині донних відкладів становив 4,0–5,4 мкг/дм<sup>3</sup>, що у 1,4–3,3 рази вище, ніж у воді. У воді оз. Вербного вміст розчиненого молібдену складав 1,7–3,1 мкг/дм<sup>3</sup>.

Використовуючи метод «мокрого спалювання» [1], в твердій фазі донних відкладів було встановлено концентрацію молібдену – 31,7 мкг/г. Після цього було застосовано метод гідротермального розкладу [2], проте в залишковій фракції вміст молібдену виявився нижче межі його визначення високочутливим каталітичним методом. При вивченні вмісту молібдену у донних відкладах за методикою [4] було виділено 5 фракцій. З них в обмінній та карбонатній фракціях, сполуки яких характеризуються значною рухливістю, він практично був відсутній. У фракціях залізо-марганцевих оксидів, органічній та залишковій частка молібдену від загального вмісту у донних відкладах становила відповідно 46,2, 47,2 та 6,7 %. Розчинення залізо-марганцевих оксидів і органічних сполук та вивільнення молібдену із донних відкладів можливе за умови зниження величини рН, що спостерігалось нами в експериментальних умовах [3].

Вивчення розподілу молібдену серед різних груп РОР придонного горизонту води та порового розчину донних відкладів, що безпосередньо контактували між собою, показало, що домінували аніонні та нейтральні комплекси молібдену відповідно з кислотною та нейтральною групами РОР (рис.).

У придонному горизонті води оз. Вербного частка аніонних комплексних сполук молібдену, переважно з гумусовими речовинами (ГР), становила 42,2–65,1 % від загального вмісту розчинених сполук молібдену. Вагомою була частка комплексних сполук молібдену нейтральної природи, що утворена здебільшого вуглеводами – 26,3–44,4 % Мо<sub>розч.</sub>. Розвиток та відмирання фітопланктону і вищої водної рослинності супроводжується надходженням вуглеводів в водне середовище. Частка аніонних комплексних сполук молібдену також була значною завдяки високій здатності ГР відновлювати та зв'язувати метали у комплекси.

У поровому розчині донних відкладів протягом року домінувала частка аніонних комплексних сполук молібдену (64,7–91,7 % Мо<sub>розч.</sub>). Частка комплексів молібдену з вуглеводами виявилася значно меншою, ніж у придонному горизонті води. Проте у сезонному аспекті від весни до осені спостерігалось їхнє поступове зростання у поровому розчині. Ймовірно, це зумовлено збільшенням частини детриту у донних відкладах та поступовим вивільненням вуглеводів та сполук молібдену з ними.

Дослідження молекулярно-масового розподілу розчинених сполук молібдену у складі

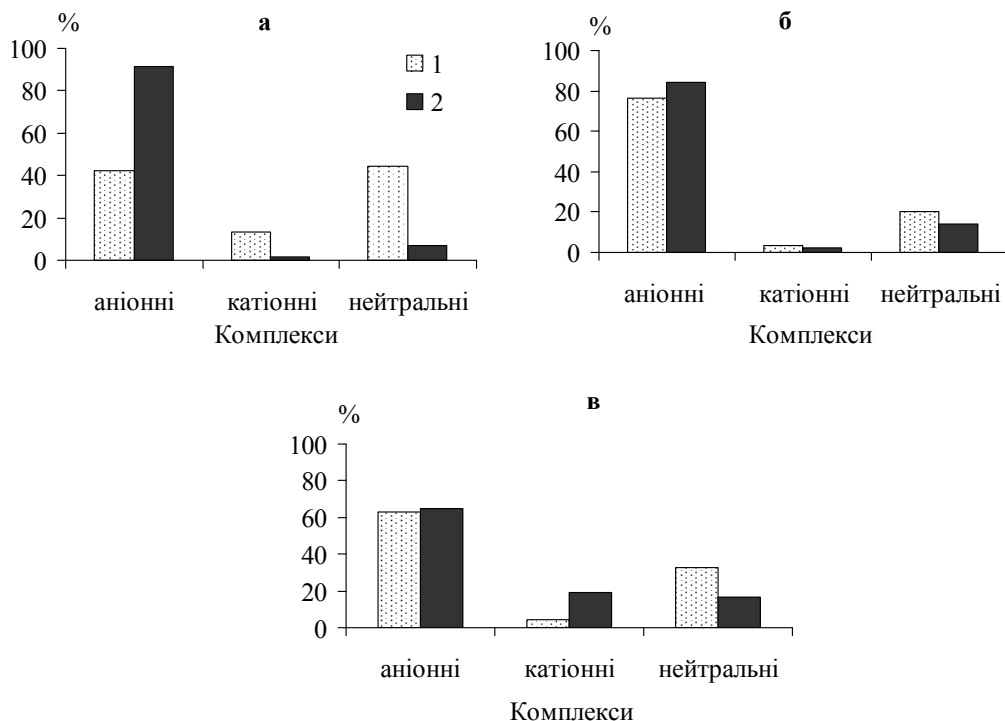


Рис. Розподіл молібдену між комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи у воді (1) та поровому розчині донних відкладів (2) оз. Вербного, навесні (а), влітку (б), восени (в) 2017 р.

кислотної фракції придонного горизонту води показало, що серед комплексів молібдену з ГР домінували сполуки з молекулярною масою < 5 кДа, які становили 86,8 %. Відомо, що сполуки, з молекулярною масою < 5 кДа мають високу міграційну здатність у водному середовищі. Комплексні сполуки молібдену з вуглеводами переважно мали молекулярну масу > 50 кДа (81,6 %). Сполуки з високою молекулярною масою мають значно меншу міграційну рухливість, поступово осаджуються та потенційно не здатні проникати через клітинну мембрану живих організмів.

У поровому розчині донних відкладів 75,6 % комплексів молібдену з ГР мали молекулярну масу < 5 кДа, аналогічно як і в придонному горизонті води, що, ймовірно, сприяло їхньому надходженню до контактуючого горизонту води. В нейтральній фракції порового розчину, головним чином, переважали сполуки з молекулярною масою < 2 кДа, становлячи 88,6 %. Частка комплексів молібдену з молекулярною масою 5–20 кДа складала лише 10,7 %, сполуки з вищою молекулярною масою практично були відсутні.

### Список літератури

1. Ігнатенко І.І., Линник П.М. Вміст і форми міграції молібдену у воді верхньої ділянки Канівського водосховища та деяких озер м. Києва // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: наук. зб. – К.: ВГЛ “Обрії”, 2008.– Т. 14. – С. 157–164.
2. Жежеря В.А., Линник П.Н., Жежеря Т.П., Скоблей М.П. Методические особенности пробоподготовки взвешенных веществ и донных обложений. // Гидробиол. журн. – 2015. – Т. 51, № 6. – С. 95–114.
3. Ігнатенко І.І., Линник П.М. Міграція молібдену в системі “донні відклади–вода” за підвищеної мінералізації води // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: наук. зб. – К., 2008.– Т. 15. – С. 98–102.
4. Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Analytical chemistry, 1979. – Vol. 51. – № 7, June. – P. 844–851.

УДК 504.453

С.В. Білецька, Н.М. Осадча

*Український гідрометеорологічний інститут ДСНС та НАН України, м. Київ, Україна***ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД р. РОСЬ**

Річка Рось – одна з найбільших правобережних приток р. Дніпро, що формує ~ 1,5 % його стоку. Формування якості поверхневих вод р. Рось визначається як природними чинниками, так і впливом промислового виробництва та сільського господарства.

Здійснена оцінка екологічної якості поверхневих вод р. Рось за період 2000-2018 рр. з використанням методики екологічної оцінки якості поверхневих вод [Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А.В.Гриценко, О.Г. Васенко, Г.А. Верніченко та ін. – Х.: УкрНДІЕП. – 2012. – 37 с.].

Інформаційним джерелом досліджень слугували дані, отримані на мережах моніторингових спостережень гідрометслужби України та Басейнового управління водних ресурсів р. Рось, які сукупно налічували 11 пунктів спостережень. Розрізнені між собою дані було систематизовано у єдину базу даних. Досліджуваний період охоплював 17 років (2000-2018 рр.), що сприяло визначенню інтегрального екологічного індексу та характеристиці екологічного стану основного р. Рось від верхів'я (с. Кошів, 278-й км) до гирла (с. Хмільна, 12-й км).

Отримані значення інтегрального екологічного індексу переважно свідчили про добрий екологічний стан поверхневих вод р. Рось, який відносно найгірших та середніх значень знаходився у діапазоні 2,78 – 2,92. Важливо зазначити, що інтегральний індекс обчислюється на підставі усереднення блокових індексів, в результаті чого нівелюється вплив окремих показників, які найбільше всього впливають на якість води.

Індекс сольового забруднення ( $I_1$ ) був найнижчим і у середньому дорівнював ~ 2, поверхневі води характеризувались як прісні гіпо – або олігогалінні гідрокарбонатно-кальцієвого типу 2-го класу, 2-ї або 3-ї категорії. Тоді, як інгредієнти трофо-сапробіологічного індексу ( $I_2$ ) та критерії специфічних сполук токсичної дії ( $I_3$ ) значно більше впливали на забруднення поверхневих вод Росі. Відповідно до вказаних індексів поверхневі води Росі переважно відносились до 4-5 класу, 6-7 категорій, тобто характеризувалась як помірно забруднені та брудні, були евтрофні або політрофні за станом.

Підвищені значення індексів  $I_2$  та  $I_3$  більшою мірою визначається впливом антропогенних чинників, зокрема:

- надходженням промислових і побутових стічних вод з урбанізованих територій;
- недостатнім ступенем очищення комунальних стоків;
- сільськогосподарською освоєністю території значною розораністю берегів;
- значний ступінь зарегулювання водного стоку.

Найгірша якість води відзначалася у середній та пригирловій ділянках р. Рось у створах розташування міських агломерацій. Зокрема, нижче великих населених пунктів – м. Біла Церква, м. Богуслав, м. Корсунь-Шевченківський, інтегральний екологічний індекс у знижувався до ~ 3,5, трофо-сапробіологічний індекс ( $I_2$ ) був > 3, індекс специфічних сполук токсичної дії  $I_3$  ~ 3 (2,9). Це свідчить про те, що основний вплив на стан поверхневих вод Росі чинять антропогенні чинники. Зокрема, величина трофо-сапробіологічного індексу зумовлена високими концентраціями органічних речовин та біогенних елементів, які надходять із стічними водами міст. Так, концентрації біогенних елементів вірювали у межах від 0,37 до 0,47 мг/дм<sup>3</sup> для сполук нітрогену та 0,19 і 0,41 мг/дм<sup>3</sup> для фосфору мінерального, що створює передумови для евтрофікації водного об'єкта. Вміст органічних речовин змінювався від 4,37 до 5,79 мг/дм<sup>3</sup>, максимальні концентрації фульво- та гумінових кислот були 0,31 та 5,48 мг/дм<sup>3</sup> відповідно.

Специфічні показники токсичної дії більшою мірою зумовлені дією стічних вод промислових підприємств, а їхні строкові концентрації перевищували у 1,5– 3 ГДК, для окремих показників - 10 ГДК (Cr ГДК – 1; Mn ГДК – 10, Cu- 5ГДК; нафтопродукти – 5 ГДК).

Просторовий розподіл вказаних показників переважно свідчив про високе забруднення поверхневих вод р. Рось і про необхідність здійснення цілеспрямованих заходів відносно покращення екологічної ситуації і захисту екосистеми річки.

УДК 556,531:556,18:311

Н.М. Осадча, Л.О. Чернишова, І.О.Шевчук, О.Г.Магльована, М.Ю.Литвин  
Український Гідрометеорологічний інститут, м. Київ, Україна

### ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ДОСЛІДЖЕННЯ НА МАЛОМУ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОМУ ВОДОЗБОРІ р. БОГУСЛАВКИ

В Україні поверхневі водні об'єкти забезпечують основні питні потреби населення. Разом з тим, більшість річок суттєво потерпають від забруднення, внаслідок чого якість їхньої води істотно погіршується. Серед основних причин погіршення якості води варто зазначити підвищений вміст біогенних елементів, органічних речовин, показників токсичної дії.

До істотного антропогенного навантаження долучилися кліматичні зміни, які, передусім, призвели до значного перерозподілу водного стоку у вимірі року.

Припустили, що зміна умов формування водного стоку призведе до зміни хімічного складу води. Для вирішення цього питання була започаткована наукова дослідницька програма, метою якої було визначення ролі основних шляхів надходження компонентів хімічного складу вод.

У якості тестового використано малий сільськогосподарський водозбір р. Богуславки площею 11 км<sup>2</sup>. Близько 35% басейну відносяться до сільськогосподарських земель, 25% вкрито лісом. На його території знаходиться 2 населених пункти.

Цей водозбір з 1950 р. включено до національної мережі спостережень за програмою водно-балансової станції, внаслідок чого він забезпечений великим масивом ретроспективної інформації.

Відбір проб води та атмосферних опадів проводиться щотижня, а під час формування інтенсивного водного стоку – за частішою програмою залежно від росту витрат води. Аналізуються наступні показники води - головні іони ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ), біогенні елементи ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ), органічні речовини ( $\text{XСК}_{\text{Mn}}$ ).

Серед вивчених елементів сульфатні та хлоридні іони показали себе консервативними показниками і запропоновані для наступного використання у якості хімічних трасерів (рис). Часовий хід концентрацій інших елементів свідчить про наявність взаємодії з шаром ґрунту, що найбільш характерним було для біогенних елементів. Випадіння атмосферних опадів призводить до зміщення рівноваги ґрунтового розчину та наступної дифузії сполук нітрогену і фосфору з підстильної поверхні.

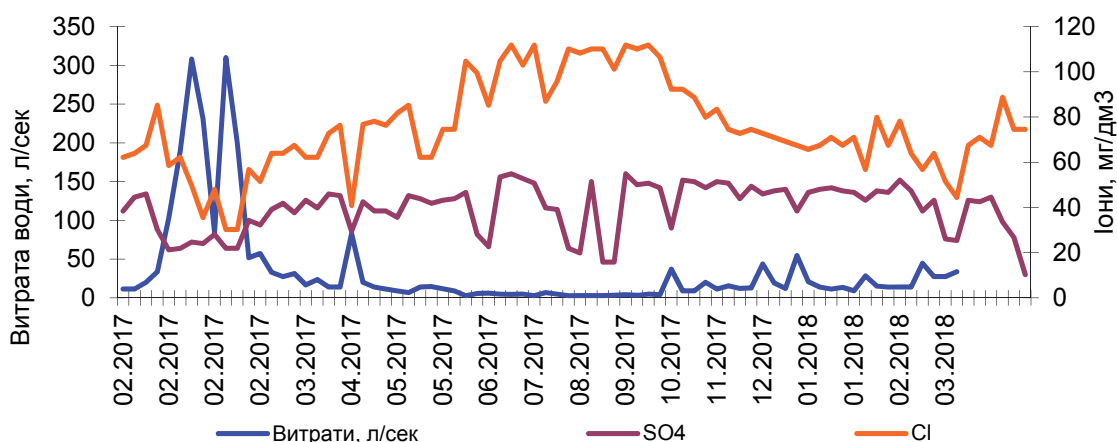


Рис. Динаміка витрат та концентрацій сульфатних і хлоридних іонів у воді р. Богуславки за період спостережень 2017-2018 рр.

УДК 556.5

Л.В. Пархісенко  
Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України  
та НАН України, Київ, Україна,

## ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ОХОРОНИ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ

### Вступ

Проблема раціонального використання та збереження водно-болотних угідь (ВБУ) до цього часу залишається актуальною. Предметом даного дослідження є розробка базових підходів до проведення моніторингу гідрологічного режиму ВБУ та оцінки стану їх збереження.

Екологічні особливості ВБУ визначаються їх високою акумулятивною та репродуктивною здатністю, підвищеним рівнем біорізноманіття та сполучальними функціями з суходольними екосистемами. ВБУ мають виключне екологічне значення як біотопи для 2\3 усього видового складу рослинного і тваринного світу. В їх межах відбувається найбільш активне продукування біомаси та кисню.

До того ж, ВБУ є природними фільтрами очищення поверхневих вод від забруднень. В умовах обмежених водних ресурсів це має особливе екологічне значення. Завдяки ВБУ забезпечуються такі інерційні процеси як переведення частини поверхневого стоку у підземний, як зниження висоти паводкової хвилі та більш плавного рівневого режиму. Позитивним є вплив ВБУ і на збільшення величини мінімального стоку річок у посушливі періоди. У південних районах України вони зменшують прояви засолення внаслідок поповнення водоносних горизонтів прісними водами. Наслідком цього процесу є закріплення берегів річок, озер та морських узбережь кореневими системами водної рослинності.

Відновлення високої гідроакумулятивної здатності ВБУ є фактором позитивного впливу на сезонний та територіальний перерозподіл стоку.

Окрім акумуляції води ВБУ сприяють інтенсивному накопиченню в своїх межах наносів, що суттєво перешкоджає розвитку ерозійних процесів. Густа рослинність зменшує швидкість течії, відфільтровує забруднення та зменшує каламутність води. Здатність водно-болотної рослинності та ґрунтів до утримування органічних речовин допомагає зменшенню евтрофікації водоймищ.

**Метою доповіді є** представлення гідроекологічних підходів до реалізації основних завдань збереження ВБУ, що визначаються вимогами природоохоронного законодавства України та Рамсарської конвенції (1971 р.).

### Викладення основного матеріалу.

Площа водно-болотних угідь України становить 4,5 млн га, в тому числі відкриті заболочені землі – 939 тис. га (1,6 % загальної території держави), площа осушених земель – 3,3 млн. га (Національна стратегія збереження водно-болотних угідь України, 2003).

Мережа ВБУ міжнародного значення в Україні нараховує 33 водно-болотних угідь загальною площею 676251 га. Території (акваторії), оголошені ВБУ загальнодержавного значення, є складовою системи природних територій, що перебувають під особливою охороною. Подальша підготовка пропозицій щодо внесення ВБУ України до Рамсарського переліку та оголошення ВБУ загальнодержавного значення має здійснюватися за результатами проведення відповідної інвентаризації. Питання розробки та впровадження Національної політики щодо ВБУ вимагає наявності відповідних знань про їх цінності, функції та ресурси.

Інвентаризація ВБУ має містити інформацією про розташування, якість і стан цих природних комплексів, про функції та екологічні цінності..

Складовими частинами менеджменту ВБУ можуть бути:

- менеджмент гідрологічного режиму;

- менеджмент рослинних угруповань;
- менеджмент популяцій рослин та тварин;
- соціально-економічний менеджмент.

Завдання охорони, збереження та відновлення ВБУ вимагає відповідної адаптації законодавства України, зокрема, до Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу щодо впровадження інтегрованої басейнової моделі управління водними ресурсами. Розробка і впровадження менеджмент-планів щодо ВБУ міжнародного значення є обов'язковим елементом впровадження Рамсарської конвенції на національному рівні.

У контексті забезпечення очікуваних перспектив збереження ВБУ важливе значення має формування єдиної комплексної мережі територій, що особливо охороняються. Робота у даному напрямку здійснюється в рамках програми Всеєвропейської екомережі, що є, в свою чергу, основним напрямком реалізації Всеєвропейської стратегії збереження біологічного та ландшафтного різноманіття (Софія, 1995 р.). Найбільш прийнятним з наукової точки зору є створення екомережі на основі гідрографічної сітки.

Інформаційною основою створення менеджмент-плану для водно-болотного угіддя має стати аналіз його екологічної та соціально-економічної цінності, основними елементами якого є:

- оцінка стану збереження ВБУ;
- визначення загроз ВБУ;
- визначення довгострокових і оперативних цілей менеджменту ВБУ;
- визначення заходів для досягнення цілей;
- механізми здійснення цих заходів та оцінка їх результатів;
- визначення заінтересованих сторін та їхньої участі в цьому процесі.

На державному рівні мають бути розроблені методичні настанови щодо підготовки менеджмент-планів та періодично проводитись науково-практичні семінари. Крім того, необхідно визначити базову науково-дослідну організацію-координатора та створити мережу із наукових та дослідних закладів, науковців, дослідників ВБУ для підвищення ефективності наукових досліджень та обміну досвідом в цій сфері.

Документами Рамсарської конвенції визначені такі пріоритетні напрямки наукових досліджень водно-болотних угідь:

- розвиток ландшафтної (басейнової) екології та її застосування в екологічному менеджменті;
- розробка методик моніторингу екологічних змін і прогнозування розвитку їх під антропогенним впливом;
- поглиблене вивчення функціональних ресурсів водно-болотних угідь, особливо у соціально-економічному аспекті;
- удосконалення знань про видовий склад водно-болотних угідь та створення таксономічних колекцій;
- розробка методів оцінки раціональності використання водно-болотних угідь та альтернативних технологій господарювання, методів ренатуралізації порушених угідь.

З нашої точки зору у частині проведення інвентаризації, розроблення методики оцінки стану ВБУ та їх моніторингу має сенс застосування методики гідроекології. Важливим є і впровадження наукових рекомендацій щодо збереження та відновлення ВБУ в плани управлінь річковими басейнами.

В доповіді представлено результати наукових розробок автора з проблематики ВБУ та екомережі України, що виконувалися в Науковому центрі заповідної справи та під егідою Wetland International AEME та WWF.

УДК 574.582 (282)

Т.М. Серета<sup>1</sup>, А.С. Місецький<sup>2</sup><sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна,<sup>2</sup>Національний педагогічний університет імені М.П. Драгоманова, Київ, Україна

### ІНФОРМАТИВНІСТЬ ПАРАМЕТРІВ ФІТОСТОКУ (НА ПРИКЛАДІ ГИРЛА ДЕСНИ)

Багаторічний досвід вивчення фітопланктону р. Десни та інших водотоків України довів існування істинно річкового угруповання – фітопотамопланктону. Екологічні угруповання водоростей (планктон, бентос, перифітон), на наш погляд є потенційно рівнозначними для розвитку специфічних водоростевих угруповань планктону в умовах річкового потоку. Як найважливіший біотичний компонент водотоків, фітопотамопланктон є первинним продуцентом органічної речовини в них, невід’ємним компонентом кормової бази для зоопланктону та іхтіофауни, біоіндикатором внутрішніх процесів водотоків та їх порушень.

В річкових екосистемах течія є головним чинником для формування водоростевих угруповань, їх видового складу та структури по профілю водотоку з різними параметрами та умовами стоку. Оскільки методи класичної гідробіології, що застосовуються для дослідження озер та водосховищ, не враховують функцію стоку, ми здійснили пошук більш репрезентативних підходів до вивчення динамічних угруповань планктону, тобто через розуміння параметрів фітостоку. На наш погляд, розмірність фітостоку в грамах або енергетичних одиницях (Дж, калорії) за одиницю часу більш точно відображає динамічність формування та переносу біомаси планктонних угруповань, ніж параметри біомаси, представлені в грамах на об’єм або площу товщі води згідно загальноприйнятих в гідробіології методів.

Варто відмітити низку ретроспективних праць 50-60 рр. минулого століття, присвячених вивченню планкостоку річок [Серета, 2016]. Аналіз підходів показав, що величину фітостоку або зоостоку (г/с або т/рік) розраховували як добуток усереднених показників біомаси угруповань (г/м<sup>3</sup>) і витрат води (м<sup>3</sup>/с) за сезон або за рік. Ключовою роботою цього напрямку досліджень слугувала монографія [Кумсарє, 1967], в якій представлено результати вивчення водного, біогенного та біологічного стоку р. Даугуви протягом 1959–1964 рр. Автор стверджує, що головну роль у формуванні біологічного стоку річки відіграють екологічні, метеорологічні (особливо термічний режим) і руслові умови, а також фізіологічні особливості угруповань гідробіонтів.

На жаль, цей потамобіологічний напрямок не отримав свого продовження та розвитку в подальших гідробіологічних дослідженнях водотоків. На прикладі гирла р. Десни нами проведено апробацію деяких методологічних підходів до вивчення фітостоку.

Перші спроби розрахунку фітостоку були застосовані при вивченні часової динаміки фітопланктону Десни та оцінки вкладу приток у формування деснянського фітостоку [Серета, 2008]. Розрахунки сезонної динаміки фітостоку в гирловій ділянці р. Десни в різні за водністю роки показали, що хід кривих лімітується внутрішньорічним розподілом стоку та умовами водності року. Так, в багатоводний (2004 р.) в період повені зареєстровано найвищі показники фітостоку, в маловодний (2002 р.) – найнижчі, відповідно 28500 і 1100 г/с. В період межені в багатоводний рік показники фітостоку коливались в межах 2200-4800 г/с, в маловодний були вищими – 2920-7780 г/с. Протягом останнього десятиріччя показники фітостоку відповідали маловодним та середнім за водністю рокам і змінювались в період повені в межах 950-4040 г/с (в 2013 р. – найвищі 14100 г/с), в літньо-осінню межень – 2600-8350 г/с.

Нами встановлено наступні закономірності: в багатоводний рік в період наповнення русла зареєстровано найвищі показники біомаси фітопланктону (до 30 г/м<sup>3</sup>) переважно за рахунок розвитку діатомових водоростей, на піку повені і виходу води на заплаву – різке

зниження, в період межені біомаси були невисокими; в маловодні та середні за водністю роки показники біомаси весняного фітопланктону були не високими, водна фаза літньо-осінньої межені сприяла розвитку багатого та рясного фітопланктону за рахунок синьозелених та зелених водоростей. Ми дійшли висновку, що сезонну динаміку розвитку фітопотамопланктону слід розглядати не тільки як закономірну послідовність зміни видів в угрупованнях, що регулюється термічним режимом та ресурсною забезпеченістю, а і як сукцесію їх структури, різноманіття та характеру домінування на фоні зміни характеристик стоку в просторово-часовому аспекті.

В ході експериментальної фази досліджень нами апробовано уловлювачі з різною площею вхідного отвору із застосуванням млинового газу №76-80 для фільтрації біологічного матеріалу. Паралельно за допомогою портативних польових приладів вимірювали швидкість течії та витрати води. За результатами досліджень можна сформулювати попередні висновки. Оптимальний час експозиції для Десни вважаємо 2-5 хв., перевищення часу експозиції впливає на забиття пор детритом, нитчастими водоростями, крупними організмами планктонних та дрифтуючих безхребетних, що погіршує фільтруючу здатність сітки уловлювача. Зважаючи на фотосинтетичну активність водоростей експеримент слід проводити в діапазоні доби з 6 до 15 год. Експериментально отримані дані тотальних витрат фітопланктону дають можливість розрахувати переніс біомаси за певний проміжок часу на конкретному створі річки: за добу, посезонно, за рік тощо.

Дослідження фітостоку Десни продовжуються і потребують осмислення та статистичної обробки даних, що на наш погляд є перспективним напрямком досліджень як в екологічному моніторингу водотоків, так і в з'ясуванні ролі фітопотамопланктону у функціонуванні річкових екосистем.

1. Кумсаре А.Я. Гидробиология реки Даугавы. – Рига: Зинатне, 1967. – 186 с.
2. Серета Т.М. Фітопланктон Десни як показник стану річкової екосистеми: Автореф. дис. ... канд. біол. наук. – К., 2008. – 23 с.
3. Серета Т.Н. Фитопотамопланктон речных систем: ретроспектива исследований, поиск методических подходов // Гидробиол. журн. 2016. №4. Т. 52. – С. 35–46.

УДК [574.586:581.526.3](282.247.32)

Щербак В.І.<sup>1</sup>, Семенюк Н.Є.<sup>1</sup>, Невмержицька Н.П.<sup>2</sup>, Лимар А.О.<sup>2</sup><sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України,<sup>2</sup>Національний університет “Києво-Могилянська Академія”

## ДІАТОМОВІ ВОДОРОСТІ ФІТОЕПІФІТОНУ ЯК БІОІНДИКАТОРИ ЯКОСТІ ВОДИ КАНІВСЬКОГО І КРЕМЕНЧУЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩ

Дніпровський каскад є головним водним об'єктом України, який забезпечує 70% її питного і господарського водопостачання. З огляду на це, на сьогодні актуальною проблемою є оцінка якості води водосховищ Дніпра.

У сучасних системах оцінки якості води в країнах Європи і світу відбувається перехід від фізико-хімічних методів до біологічних, які базуються на вивченні реакції живих організмів (біоіндикаторів) на надходження у водне середовище хімічних речовин мінерального й органічного походження. Біологічні методи дають точну й об'єктивну інформацію про якість води, оскільки вони використовують водні організми, які постійно знаходяться під впливом фізико-хімічних чинників, які залежать від типу і ступеню забруднення [2].

Однією з високоінформативних груп біологічних індикаторів є діатомові водорості (Bacillariophyta). У якості біоіндикаторів як правило використовуються діатомові водорості, які розвиваються на різних субстратах: на піщаних або мулистих донних відкладах (фітобентос), на кам'яних або бетонних субстратах (фітоперифітон), на вищих водяних рослинах (фітоепіфітон). Це зумовлено тим, що такі угруповання водоростей ведуть прикріпленний спосіб життя і, на відміну від планктонних водоростей, весь час залишаються на одній ділянці водотоку, тобто вони відображають характеристики якості води саме тієї ділянки, де вони живуть [4].

Переваги діатомових водоростей як біоіндикаторів полягають у тому, що вони визначаються до видового чи внутрішньовидового таксону без необхідності застосування культури водоростей, широко поширені у водоймах і водотоках різних типів і характеризуються високим таксономічним різноманіттям. Крім того, діатомові водорості є домінуючим компонентом водоростевих угруповань, які вегетують на різних субстратах.

**Мета роботи** – оцінити якість води Канівського і Кременчуцького водосховищ за діатомовими водоростями фітоепіфітону.

**Методи і матеріали.** Натурні дослідження проводили на початку вересня 2017 р. у рамках комплексної гідроекологічної експедиції по Дніпровському каскаду на теплоході “Георгій Готовчиць”, організованої Українським гідрометеорологічним інститутом ДСНС України та НАН України<sup>1</sup>. Відбір проб водоростей, їх камеральне опрацювання здійснювали відповідно до загальноприйнятих гідробіологічних методів. Якість води визначали за співвідношенням видів-індикаторів різних зон сапробності та за індексом сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека за чисельністю ( $S_N$ ) і за біомасою ( $S_B$ ) діатомових водоростей [1].

**Результати досліджень та їх обговорення.** У фітоепіфітоні Канівського водосховища було виявлено 52 види діатомових водоростей, із яких 41 вид (79% видового складу) належав до індикаторів сапробності, а у фітоепіфітоні Кременчуцького водосховища – 84 види діатомових водоростей, серед яких до індикаторів сапробності відносилось 67 видів (80%). Таким чином, можна вважати, що оцінка якості води Канівського і Кременчуцького водосховищ за діатомовими водоростями є репрезентативною.

Розподіл видів-індикаторів різних зон сапробності (табл. 1) показав, що більшість видів як у Канівському, так і в Кременчуцькому водосховищі належали до  $\beta$ -мезосапробів

<sup>1</sup> Автори висловлюють вдячність керівництву та співробітникам Українського гідрометеорологічного інституту ДСНС України та НАН України за запрошення до участі в експедиції та допомогу у відборі проб водоростей на мілководдях дніпровських водосховищ.

(індикаторів “досить чистої – слабо забрудненої” води), на другому місці знаходились  $\chi$ - $\sigma$ -сапроби (індикатори “чистої” води), і найнижчою була частка  $\alpha$ - $\rho$ -сапробів (індикаторів “помірно забрудненої – брудної” води). Наведені у таблиці величини індексу сапробності дозволяють віднести якість води мілководь досліджуваних водосховищ до  $\beta$ -мезосапробної зони. Це свідчить про високу здатність літоральних біоценозів до самоочищення, у якому беруть участь і вищі водяні рослини із вегетуючим на них фітоепіфітомом.

Таблиця 1

Сапробіологічна характеристика якості води мілководь Канівського і Кременчуцького водосховищ за діатомовими водоростями фітоепіфітону

Зони сапробності	Канівське водосховище				Кременчуцьке водосховище		
	траверз м. Українка	траверз м. Ржищів	вхід у Переяславську затоку	всього	траверз р. Ольшанки	вхід у Цибульницьку затоку	всього
$\chi$ - $\sigma$ -сапробна	4 (31%)	6 (29%)	11 (33%)	<b>15 (37%)</b>	19 (31%)	7 (18%)	<b>20 (30%)</b>
$\beta$ -мезосапробна	8 (62%)	12 (57%)	19 (58%)	<b>21 (51%)</b>	37 (61%)	24 (65%)	<b>40 (60%)</b>
$\alpha$ - $\rho$ -сапробна	1 (7%)	3 (14%)	3 (9%)	<b>5 (12%)</b>	5 (8%)	6 (16%)	<b>7 (10%)</b>
<b><math>\Sigma</math></b>	<b>13 (100%)</b>	<b>21 (100%)</b>	<b>33 (100%)</b>	<b>41 (100%)</b>	<b>61 (100%)</b>	<b>37 (100%)</b>	<b>67 (100%)</b>
Індекс сапробності Пантле-Букк у модифікації Сладечека							
$S_N$	1,37	1,49	1,74	<b>1,53±0,11</b>	1,58	1,87	<b>1,72±0,14</b>
$S_B$	1,35	1,43	1,67	<b>1,48±0,10</b>	1,65	1,66	<b>1,65±0,01</b>

Порівняння сапробіологічних характеристик водоростевих угруповань Канівського і Кременчуцького водосховищ показує, що в Кременчуцькому водосховищі зареєстрована менша частка  $\chi$ - $\sigma$ -сапробів і вищий індекс сапробності, ніж у Канівському (див. табл. 1). Це може пояснюватись тим, що Канівське водосховище належить до слабоевтрофних водойм, а Кременчуцьке – до евтрофних [3], і відповідно Кременчуцьке водосховище характеризується вищим вмістом біогенних і органічних речовин порівняно з Канівським.

У просторовому аспекті встановлено зростання індексів сапробності по поздовжньому профілю досліджуваних водосховищ – від річкової до озерної ділянки (див. табл. 1). Це може бути зумовлено тим, що під час проведення натурних досліджень спостерігалось “цвітіння” дніпровських водосховищ планктонними синьозеленими водоростями. Відповідно, на озерних ділянках водосховищ більш інтенсивними були явища “нагону” з відповідним погіршенням якості води. У той же час, на річкових ділянках водосховищ з високою швидкістю течії більш інтенсивно протікали процеси самоочищення.

### Список використаної літератури

1. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / Арсан О.М., Давидов О.А., Дьяченко Т.М. та ін. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
2. *Плигин Ю.В., Щербак В.И., Арсан О.М. и др.* Влияние поверхностного стока на биоту Каневского водохранилища в районе г. Киева и рекомендации по его очистке // *Экология городов и рекреационных зон: Материалы Междунар. науч.-практ. конф.* (25–26 июня 1998 г., Одесса). – Одесса: Астропринт, 1998. – С. 272–277.
3. *Щербак В.И.* Структурно-функціональна характеристика дніпровського фітопланктону: автореф. дис. ... д-ра біол. наук. – К., 2000. – 32 с.
4. *Martin G., Fernandez M.R.* Diatoms as Indicators of Water Quality and Ecological Status: Sampling, Analysis and Some Ecological Remarks, *Ecological Water Quality // Water Treatment and Reuse*. – 2012. Available from: [https://www.researchgate.net/publication/300804909\\_Diatoms\\_as\\_Indicators\\_of\\_Water\\_Quality\\_and\\_Ecological\\_Status\\_Sampling\\_Analysis\\_and\\_Some\\_Ecological\\_Remarks](https://www.researchgate.net/publication/300804909_Diatoms_as_Indicators_of_Water_Quality_and_Ecological_Status_Sampling_Analysis_and_Some_Ecological_Remarks)

УДК [574.5+581.526.32](282.247.32)

О. Л. Савицький

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна

**ВИЩА ВОДНА РОСЛИННІСТЬ ПОНИЗЗЯ р. СУЛИ**

Досліджено сучасний стан вищої водної рослинності нижньої ділянки р. Сули та проведено порівняння з літературними і архівними матеріалами; здійснено прогноз можливих змін у структурі угруповань водних рослин у випадку зміни гідробіологічного режиму річки.

Ключові слова: р. Сула, вища водна рослинність, екологічний моніторинг, види і угруповання, що охороняються.

Дослідження проведені в межах нижньої частини р. Сули (від гирла р. Оржиці до с. Горіхового), на основному руслі, притоках і старицях. Водні макрофіти є неодмінним компонентом будь-якої гідроекосистеми, вони відіграють важливу роль у підтриманні екологічного балансу водойми та є потужним чинником середовиществорення.

За геоботанічним районуванням України (1977), досліджена територія, розташована у Європейсько-Сибірській геоботанічній області, Східноєвропейській провінції, Лівобережно-придніпровській підпровінції. Вона належить до Роменсько-Полтавського геоботанічного округу терасових лучних степів, терасових дубово-соснових лісів, заплавних лук, евтрофних боліт та лучно-галофітної рослинності, Оболонсько-Кобеляцького геоботанічного району терасових лучних степів, лучно-галофітної рослинності та евтрофних долинних боліт і малих річок та навколишніх ветлендів.

Формування вищої водної рослинності дослідженого регіону відбувалося під впливом побудови Кременчуцького водосховища у 1961 р., яке спричинило значну деградацію природних фітофітних комплексів, а подекуди і їх повне зникнення. У подальшому відбулось їх поступове відновлення. В сучасних умовах основне русло річки оточене потужною смугою заплавних очеретяно-рогозових заростей, ширина яких місцями доходить до 150–500 метрів, а подекуди і більше. Домінантом виступає очерет звичайний *Phragmites australis*, а також рогози вузьколистий *Typha angustifolia* і широколистий *T. latifolia*. До складу цих заростей входили також лепешняк великий *Glyceria maxima*, айр звичайний *Acorus calamus*, частуха подорожникова *Alisma plantago-aquatica*, омег водяний *Oenanthe aquatica*, стрілолист стрілолистий *Sagittaria sagittifolia*, півники болотні *Iris pseudacorus*, осоки бережна *Carex riparia*, гостра *Carex acuta* та гостровидна *C. acutiformis*, хвоц болотний *Equisetum palustre*, м'ята водяна *Mentha aquatica*, цикута отруйна *Cicuta virosa*. Водна рослинність у руслі розташована поясами залежно від глибини. Перший пояс формують гелофіти, склад яких практично не відрізняється від складу прибережної смуги. Другий пояс сформовано рослинами з плаваючими на воді листям – рясками триборозенчастою *Lemna trisulca*, малою *Lemna minor* і спіроделою багатокореневою *Spirodela polyrrhiza*. На глибинах 0,9–1,2 м на мулисто-піщаних донних відкладах у цьому поясі також зустрічаються глечики жовті *Nuphar lutea*, латаття біле *Nymphaea alba*, жабурник звичайний *Hydrocharis morsus-ranae*. На глибині до 1,2–1,5 м на мулистих ґрунтах формуються зарості занурених рослин, що складаються із куширу зануреного (к. темно-зелений) *Ceratophyllum demersum*, рдесників пронизанолистого *Potamogeton perfoliatus*, кучерявого *P. crispus* L., блискучого *P. lucens* і водопериці колосистої *Myriophyllum spicatum*. Ділянки русла з глибиною понад 3 м вільні від заростей. Слід відмітити, що основне русло подекуди перегороджене відмерлою деревиною, що порушує нормальну протічність. Всі затоки та стариці в межах дослідженої ділянки зарослі повністю, видовий склад рослинності в них бідніший, ніж на руслових ділянках. Як правило, тут також представлені три екологічні групи рослин: гелофіти, рослини з плаваючим на воді листям і занурені. Подекуди інтенсивний розвиток гелофітів перешкоджає розвитку занурених рослин.

**Рідкісні та зникаючі види рослин.** Раритетна фракція флори, що була підтверджена під час досліджень, включає один вид судинних рослин, що занесений до Червоної книги України: сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*) – голарктичний плюризональний реліктовий (третинний) вид, що фрагментарно трапляється на всій дослідженій акваторії, інколи утворює угруповання. Охороняється Бернською Конвенцією.

До Зеленої книги України занесено три виявлених формації: 1) угруповання формації глечиків жовтих (*Nupharetta luteae*); 2) угруповання формації латаття білого (*Nymphaeeta albae*); 3) угруповання формації сальвінії плаваючої (*Salvinieta natantis*), всі три траплялись невеликими ділянками.

На дослідженій території відмічені наступні угруповання, що охороняються Бернською Конвенцією та Директивою із збереження біотопів:

Болотно-осокові угруповання – Fen-sedge beds;

Угруповання водяного пізака – Water soldier rafts;

Угруповання жабурника звичайного – Frogbit rafts;

Союзи *Magnopotamion* чи *Hydrocharition* природних евтрофних озер.

### Висновки

Як показали результати досліджень, вища водна рослинність нижньої ділянки р. Сули в цілому добре збережена, характеризується значним ценотичним і видовим різноманіттям. Її сучасний стан значною мірою пов'язаний з господарською діяльністю людини, особливо із функціонуванням Кременчуцького водосховища.

Результати обстежень екологічної ситуації на дослідженій ділянці та аналіз наукової літератури дають підстави стверджувати, що територія є особливо цінною для формування регіонального видового і ценотичного різноманіття та є основою місцевого господарювання.

На фоні загального зниження водності як великих, так і малих річок України та потепління клімату, що спостерігається останні десятиріччя, вважаємо недоцільним спорудження гребель на нижній ділянці р. Сули оскільки це створить загрози для функціонуванні біотопів і призведе до знищення фітокомплексів.

Існування у складі вищої водної рослинності видів і угруповань, що охороняються на різних рівнях як вітчизняного, так і європейського природоохоронного законодавства, є чітким підтвердженням всього вищесказаного. Крім цього, побудова гребель створить додаткову загрозу для функціонування вже існуючих об'єктів заповідного фонду України, насамперед Національного природного парку «Нижньосульський».

УДК [577.34:(582.52:575.2)] (285.33)

Шевцова Н.Л.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна

## ЦИТОГЕНЕТИЧНИЙ МОНІТОРИНГ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО У ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Стан водних об'єктів в Україні щороку погіршується. Нажаль, забруднення водних об'єктів цитотоксичними речовинами набули системного характеру. Нещодавно прийнятий Закон «Про стратегічну екологічну оцінку» та постанова Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 за №758 про «Порядок здійснення державного моніторингу вод», які були ухвалені на виконання Угоди про асоціацію з ЄС та ряду інших міжнародних угод регламентують порядок та складові обов'язкового екологічного моніторингу. Визначення мутагенної небезпеки водойми за допомогою цитогенетичних показників референтних видів гідробіонтів є невід'ємною частиною цього моніторингу, до якого відноситься і моніторинг радіаційного стану водойм.

У зоні відчуження та зоні безумовного (обов'язкового) відселення території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи (ЧЗВ) починаючи з 2006 р. та дотепер проводиться цитогенетичний моніторинг стану поверхневих вод. У схему моніторингу входить вісім водних об'єктів, що належать до проточних слабопроточних та непроточних водойм та відрізняються за рівнем радіаційного забруднення абіогенних та біогенних складових екосистем.

Об'єктом цитогенетичного моніторингу слугують 13 видів вищих водяних рослин трьох екологічних груп. В якості референтних видів обрані чотири види повітряно-водних рослин, до яких відносяться очерет звичайний *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud., лепешняк великий *Glyceria maxima* (C. Gartm.), стрілолист стрілолистий *Sagittaria saggitifolia* L., півники болотні *Iris pseudacorus* L.. Аналізують такі референтні показники частота хромосомних аберацій (ЧАА), їх спектр та кількість аберацій на одну абераційну клітину. Анафазний експрес-тест на клітинах кореневих меристем проводиться по-сезонно протягом вегетаційного періоду. Потужність внутрішньої поглиненої дози для досліджених видів рослин ЧЗВ знаходиться в діапазоні 0,04-1,8 мкГр/год. У водоймах з фоновими рівнями радіонуклідного забруднення цей показник становить 0,9-1,1 нГр/год. Основний внесок в потужність внутрішньої поглиненої дози на півники болотні та водні злаки - очерет і лепешняк, вносить  $^{137}\text{Cs}$  (58-68%), а для рослини родини Рогозових – їжачої голівки та рогозу -  $^{90}\text{Sr}$  (63-70%), родини Частухових – стрілолисту – вклад вищезазначених радіонуклідів майже однаковий –  $^{137}\text{Cs}$  (44-52%) та  $^{90}\text{Sr}$  (48-56%). У водоймах з фонові радіаційним рівнем основний внесок в дозу на всі досліджувані види рослин (до 100%) належить  $^{137}\text{Cs}$ .

Максимальні показники частоти хромосомних аберацій 14-17%, зареєстровані у рослин найбільш забрудненої замкнутої водойми. В середньому за весь час спостережень показники ЧАА для рослин цієї водойми становили: у *P. australis* - 9%, у *G. maxima* - 8%, у *I. pseudacorus* - 8%, у *S. erectum* - 10%, у *T. angustifolia* - 6% за потужністю внутрішньої поглиненої дози, відповідно, 1,4, 1,1, 3,5, 0,89 і 0,97 мкГр/год. Показники ЧАА у клітинах кореневих меристем стрілолисту є найвищими, а максимальний показник для цього виду становив 23%. ЧАА в клітинах кореневих меристем рослин контрольних водойм протягом періоду спостереження не перевищувала 2%. Спостерігається достовірна позитивна кореляція між внутрішньою поглиненою дозою на рослину та показником ЧАА. В спектрі хромосомних аберацій у ВВР водойм ЧЗВ, на відміну від рослин контрольних водойм, постійно рееструються клітини з множинними абераціями. Коефіцієнт кількості аберацій на одну клітку у рослин водойм ЧЗВ перевищує 1 і знаходиться в діапазоні середніх значень від 1,25 до 3,15 в залежності від радіаційного забруднення, ступеню проточності водойми та видової належності рослини.

Таким чином, цитогенетичний моніторинг вищих водяних рослин вказує на мутагенну небезпеку досліджуваних водойм ЧЗВ та проведення реабілітаційних заходів щодо поліпшення мутагенної безпеки.

УДК: 574.5

Ю. Ф. Громова, О. В. Мантурова  
Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна**ФІТО- І ЗООПЛАНКТОН УРБАНІЗОВАНОЇ р. ЛИБЕДІ В СУЧАСНИХ УМОВАХ**

Малі річки, що протікають територією м. Києва, зазнали значної антропогенної трансформації через будівництво на них гідротехнічних споруд різного типу. Забудова заплави, каналізування русла та спорудження ставків порушують їх гідрологічний режим, спричиняючи зміни у видовому складі та екологічній структурі біоти. Найбільш трансформованою у межах міста є р. Либідь, русло якої переважно каналізоване, частково у підземному колекторі. Її довжина дорівнює 14 км, площа басейну – 62 км<sup>2</sup>. Витік річки знаходиться між залізничними станціями Київ-Волинський та Караваєві Дачі, впадає у р. Дніпро. Швидкість течії в середній частині – 0,5–0,6 м/с, у гирлі – 0,3–0,4 м/с. Орієнтовна витрата води в гирлі від 0,8 до 2,5 м<sup>3</sup>/с.

Планктонні угруповання були досліджені в рамках комплексних робіт по підготовці проекту ренатуралізації р. Либеді.

У 2018 р. у фітопланктоні р. Либеді було зареєстровано 26 видів водоростей із семи відділів. Максимальною кількістю видів були представлені Bacillariophyta – 13, на другому місці – Chlorophyta (7 видів). Cyanophyta, Euglenophyta і Cryptophyta представлені відповідно трьома, двома і одним видом. В р. Либеді, як і в інших водотоках, де спостерігається постійне надходження легкодоступної органічної речовини, відмічено значну кількість синьозелених водоростей родів *Merisopedia*, *Microcystis*, *Anabaena* і *Oscillatoria* (всього 5 видів). Відділи Chrysophyta і Dinophyta представлені одиничними видами, що зустрічались спорадично. Кількість видів на дослідних ділянках становила від 5 до 20. У верхів'ї видове багатство мінімальне, далі воно дещо зростало – на цих ділянках зареєстровано по 9–11 видів, досягаючи максимуму на ділянці природного русла 20 видів. Нижче за течією кількість видів дещо знижувалась. З'ясовуючи закономірності розвитку фітопланктону р. Либідь, слід відмітити, що число видів і кількісні показники навіть в зимовий період були досить високими. Отже, як показали наші дослідження, характер розвитку фітопланктону р. Либідь має свою специфіку, яка полягає у незвичайній для природних водотоків варіативності показників від мінімальних до максимальних.

Кількісні показники (чисельність і біомаса) фітопланктону, змінювались вниз за течією аналогічним чином, тобто були мінімальними (92 тис. кл/дм<sup>3</sup> і 0,05 мг/дм<sup>3</sup>) у верхній частині річки і максимальними (820 тис. кл/дм<sup>3</sup> і 0,30 мг/дм<sup>3</sup>) на ділянці природного русла. У більшості випадків максимальних кількісних показників також досягали водорості відділу Bacillariophyta. Їх частка у чисельності становила 23,1–69,9 %, біомасі – 56,0–93,3%. На окремих ділянках помітної частки чисельності також досягали Cyanophyta і Chlorophyta.

На всіх досліджених ділянках річки зустрічались *Navicula cryptocephala*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia paleacea*, *Gomphonema parvulum*, при цьому *Navicula cryptocephala* входила до складу домінуючого комплексу на всіх ділянках, а *Nitzschia palea*. Крім цих видів, в окремих випадках домінували *Oscillatoria sp.*, *Oocystis borgei*, *Coelastrum astroideum* (за чисельністю), *Euglena vagans*, *Cocconeis placentula*, *Navicula viridula* (за біомасою). Таким чином, мінімальні і максимальні кількісні показники відрізнялись на порядок. У верхів'ї річки вони були вкрай низькими. З огляду на склад та кількісні показники фітопланктону можна стверджувати, що у верхній та середній частині річки його участь у процесах самоочищення недостатня. Також фітопланктон достатньою мірою не може забезпечувати потреби у живленні представників наступної трофічної ланки – планктоїдного зоопланктону. У той же час планктонні мікроводорості мають значний потенціал в утилізації біогенних елементів та деяких органічних речовин, виводячи їх з кругообігу водних екосистем і тим самим сприяючи процесам самоочищення.

У зоопланктоні р. Либеді виявлено 27 НІТ (нижчий ідентифікований таксон) зоопланктону, з яких 20 визначено до рангу виду. Серед них 13 НІТ склали коловертки, 7 – веслоногі і 6 – гіллястовусі ракоподібні, 1 – велігери дрейсени. У складі зоопланктону переважали форми, що пов'язані з субстратом. Найбільшу кількість істинних планктонів реєстрували на ділянці природного русла. У планктоні у великій кількості були присутні нетипові компоненти, особливо олігохети (160–2700 екз/м<sup>3</sup>), личинки хірономід (10–1600 екз/м<sup>3</sup>) і нематоди (30–1000 екз/м<sup>3</sup>).

НІТ-багатство зоопланктону на більшості ділянок річки було низьким (4–7 НІТ), збільшуючись на окремих станціях, зокрема на ділянці природного русла до 16 НІТ. Подібність складу зоопланктона між станціями в середньому була невисокою – 0,45 за індексом Серенсена. Найбільш подібною за видовим складом зоопланктону була середня ділянка річки, найменше – ділянка впадіння стічних вод ТЕЦ-5. Найбільша частота зустрічання була характерна для таксонів: *Bdelloida* gen. sp. (100%), *Cyclopoida juvenis* (89%), *Bosmina longirostris* і *Chydorus sphaericus* (по 67%), *Nauplii Copepoda* (55%). Домінували за чисельністю на більшості ділянок р. Либідь коловертки *Bdelloida* gen. sp. і молоді особини циклопід або евритопні види кладоцер – *Bosmina longirostris* і *Chydorus sphaericus*. При виході з підземного колектору на ділянку природного русла переважали коловертки *Brachionus urceolaris*, характерні для забруднених вод, але 500 м нижче за течією чисельними були також прибережно-фітофільні коловертки *Euchlanis deflexa*, які склали більшість і у гирловій ділянці.

Кількісний розвиток зоопланктону р. Либідь був дуже низький – чисельність змінювалась в межах 140–4970 екз/м<sup>3</sup>, біомаса – від 1,1 до 23,2 мг/м<sup>3</sup>. Найбільшого кількісного розвитку зоопланктон досягав при виході з підземного колектору завдяки розвитку полісапробів *Brachionus urceolaris*, *Brachionus nilsoni* і *Epiphanes senta*. Розвиток цих видів коловерток, вірогідно, зумовлений дещо підвищеним рівнем органічного забруднення у вищерозташованій ділянці підземного русла. Таксономічна структура зоопланктону відрізнялась на різних ділянках річки. В верхній ділянці річки присутні тільки дві таксономічні групи – копеподи (33,3–50,2% чисельності і 36,6–96,1% біомаси) та коловертки (49,8–66,7% чисельності і 3,9–63,4 % біомаси). В середній течії з'являються і домінують кладоцери (50–72,2% чисельності і 87,0–71,9% біомаси). При виході з підземного колектору таксономічна структура спостерігається значне переважання коловерток (97,0% чисельності і 90,1% біомаси). Нижче за течією частка коловерток поступово зменшується (до 46,4% чисельності і 10,9% біомаси), а кладоцер – збільшується (до 42,9% чисельності і 73,2% біомаси). В гирлі домінують коловертки (43,3% чисельності і 26,9% біомаси) і копеподи (40,0% чисельності і 53,2% біомаси). В планктоні з'являються велігери дрейсени, що пов'язано з впливом води з р. Дніпро.

Таким чином, зоопланктон р. Либідь здебільшого складається з евритопних або пов'язаних з субстратом форм, які вимиваються в умовах доволі високої швидкості течії і мілководності. Власне планктонних форм зустрічається небагато, і, можливо, вони потрапляють до річки з інших водойм. Кількісний розвиток зоопланктону в цілому і як кормового об'єкту для риб низький. Збільшення чисельності зоопланктону відбувається лише в місцях розвитку видів-індикаторів органічного забруднення, при цьому вона залишається дуже низькою. Однак зоопланктон здатний швидко відновлювати свій потенціал при покращенні умов середовища. Так, підвищення видового багатства зоопланктону більше ніж у два рази відбувається вже наприкінці 500-метровій ділянці природного русла.

УДК (591.524.12) : (602.64) : (282.247.32)

О.В. Пашкова

Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна

### ЗООПЛАНКТОН ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩ ЯК БІОЛОГІЧНИЙ ІНДИКАТОР ТЕМПЕРАТУРНИХ ФЛУКТУАЦІЙ (НА ПРИКЛАДІ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО)

В умовах регіональних і глобальних кліматичних змін пріоритетним в екологічних науках стає напрям, присвячений дослідженню впливу гідрометеорологічних умов, в першу чергу, температури води, яка протягом останніх десятиріч демонструє тенденцію до неухильного підвищення, особливо в зимовий і весняний сезони року. Встановлено, що саме цей абіотичний фактор, на який безпосереднім чином впливають кліматоутворюючі процеси, великою мірою обумовлює видовий склад, кількісний розвиток і структуру багатьох біотичних угруповань. Метою роботи було вивчення реакції пелагічного зоопланктону верхньої частини Канівського водосховища на зміни температури води та тим самим можливості біоіндикації флуктуацій цього фактора, під якими (*fluctuation* (англ.), *fluctuatio* (лат.) – коливання) в екології в першу чергу розуміється різномісна мінливість параметрів екосистеми.

Зоопланктон може бути використаний в якості біологічного індикатора температурних змін у першу чергу тому, що в його складі є теплолюбний і холодолілюбний комплекси організмів. При цьому у відповідь на потепління має місце тенденція до зникнення кріофільних (які надають перевагу температурі нижче 20°C) і появи більш термофільних видів, а також до відповідних змін щільності їхніх популяцій – кількість перших зменшується, а других – збільшується. Також відбувається перерозподіл кількості особин різних видів між таксономічними групами, які різняться за своїм ставленням до температурного фактору, – коловертки в цілому вважаються евритермними, гіллястовусі ракоподібні – більшою мірою термофілами, а веслоногі – кріофілами.

Численні дослідження міжрічної динаміки зоопланктону як відгуку на зміну умов існування дозволили встановити, що в багатьох прісних водоймах, зокрема, у великих і глибоких озерах (наприклад, Байкал і Ладозьке в Росії, Боденське, Лаго-Маджоре та Уіндермир в Європі) і великих рівнинних водосховищах (дніпровських і волзьких) літні угруповання зоопланктону досягають найбільшого видового багатства та кількісної рясноти в роки з високою (відносно середньобігаторічної) температурою, середнім рівнем води (водністю) і відсутністю вітрів.

Матеріалом для роботи послуговували кількісні збори пелагічного зоопланктону верхньої частини Канівського водосховища, проведені влітку 1986–1990, 1992, 1994, 1997–1999 і 2004 рр. в поверхневих шарах води (до глибини 0,5 м) на низці станцій руслової частини, а також проби, відібрані двічі на місяць протягом літнього сезону 2002 р. на русловій станції на відстані 11 км від греблі Київської ГЕС.

Для дослідження змін у зоопланктоні під впливом температурних флуктуацій в міжрічному аспекті багаторічні (11 років) літні матеріали були згруповані у відповідності зі структурним типом зоопланктонних угруповань: ротаторним, кладоцерним або копеподним. Також для періоду існування кожного з цих типів були розраховані середньолітня та середньорічна температура води (за даними Держгідрометеослужби України).

Було встановлено, що в роки, коли гідротермічні показники були мінімальними – середньолітня температура складала в середньому 20,6°C, а середньорічна – 9,7°C, формувались угруповання зоопланктону ротаторного типу, тобто такі, в яких серед основних таксонів за біомасою лідували коловертки (*Rotatoria*), що вважаються евритермними. До складу домінуючих комплексів видів цих угруповань входили *Synchaeta* sp., *Asplanchna priodonta*, *A. sieboldi*, *Euchlanis dilatata*, *Brachionus calyciflorus*, *B. angularis*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Daphnia cucullata*, *Moina micrura*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*,

*Heterocope caspia*, *Acanthocyclops americanus* і *Mesocyclops leuckarti*. Як бачимо, найбільше значення в цих комплексах так само мали коловертки, складаючи 43% за кількістю видів. Загальна чисельність цих угруповань була максимальною серед вивчених, складаючи в середньому 190,5 тис. екз/м<sup>3</sup>, а біомаса – середньою за величиною – 1,141 г/м<sup>3</sup>.

Групи домінантів і субдомінантів угруповань кладоцерного типу, в яких за біомасою панували гіллястовусі ракоподібні (Cladocera), що є більш теплолюбними, утворювали *A. priodonta*, *E. dilatata*, *E. deflexa*, *B. calyciflorus*, *B. angularis*, *Keratella quadrata*, *D. brachyurum*, *Daphnia longispina*, *D. cucullata*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Ch. sphaericus*, *B. longirostris*, *Bosmina coregoni*, *Polyphemus pediculus*, *Corniger maeoticus*, *Leptodora kindtii*, *Eurytemora velox*, *H. caspia*, *Cyclops strenuus*, *A. americanus*, *M. leuckarti*, *Thermocyclops oithonoides* і *Th. crassus*. Провідну роль в цих групах так само відігравали гіллястовусі, складаючи 43%. Чисельність цих угруповань була середньою – 141,0 тис. екз/м<sup>3</sup>, а біомаса – найбільшою – 2,891 г/м<sup>3</sup>. В роки їхнього функціонування всі термічні характеристики були максимальними, складаючи відповідно 21,2 і 9,9°C.

Домінуючі комплекси видів копеподних угруповань, в яких переважали більш холодолюбні веслоногі ракоподібні (Copepoda), складались з *Synchaeta* sp., *A. priodonta*, *A. sieboldi*, *E. dilatata*, *E. deflexa*, *B. calyciflorus*, *B. angularis*, *D. cucullata*, *M. micrura*, *Ch. sphaericus*, *B. longirostris*, *B. coregoni*, *C. maeoticus*, *E. velox*, *H. caspia* і *A. americanus*. Хоча перше місце в цих комплексах займали коловертки разом з гіллястовусими, складаючи по 40%, веслоногі домінували за біомасою за рахунок своїх ювенільних стадій – наупліусів і копеподитів. Чисельність і біомаса цих угруповань були найменшими – 61,6 тис. екз/м<sup>3</sup> і 0,481 г/м<sup>3</sup>. В роки їхнього розвитку всі термічні показники були середніми, складаючи відповідно 20,8 і 9,7°C.

Також було встановлено, що потепління призводить до збільшення кількісного розвитку зоопланктону – між його кількісними параметрами та термічними характеристиками у верхній частині Канівського водосховища в міжрічному аспекті були виявлені позитивні, в більшості випадків достовірні, кореляційні зв'язки – відповідні коефіцієнти з середньолітньою температурою води (що коливалась від 19,7 до 22,9°C) дорівнювали +0,60 (при  $p = 0,05$ ) для чисельності і +0,63 ( $p = 0,04$ ) – для біомаси, а з середньорічною (9,0–10,6°C) – відповідно +0,16 ( $p = 0,64$ ) і +0,65 ( $p = 0,03$ ).

Аналогічні розрахунки були проведені з даними по зоопланктону у внутрішньосезонному аспекті. Температура води вимірювалась в момент відбору проби. Домінуючими видами ротаторних угруповань були *E. dilatata*, *Brachionus quadridentatus*, *B. calyciflorus*, *B. angularis*, *Pleuroxus aduncus*, *Ch. sphaericus*, *B. longirostris*, *E. velox* і *A. americanus*. Більше всього (45%) серед них було коловерткам. Чисельність цих угруповань була максимальною (в середньому 178,3 тис. екз/м<sup>3</sup>), а біомаса – мінімальною (0,407 г/м<sup>3</sup>). Температура води складала в середньому за дні спостережень 23,0°C. Домінантами та субдомінантами кладоцерних угруповань, основну частину (55%) яких складали гіллястовусі, були *A. priodonta*, *E. dilatata*, *B. calyciflorus*, *D. cucullata*, *M. micrura*, *Ch. sphaericus*, *B. longirostris*, *B. coregoni*, *Evadne trigona*, *C. maeoticus*, *E. velox*, *H. caspia* і *A. americanus*. Чисельність цих угруповань була середньою (83,1 тис. екз/м<sup>3</sup>), а біомаса – найбільшою (1,778 г/м<sup>3</sup>). Середня температура води була майже такою ж самою, як у попередньому випадку, – 22,5°C. Найбільші частки (по 40%) серед домінуючих видів копеподних угруповань належали коловерткам (*E. dilatata* і *B. calyciflorus*) і веслоногим (*E. velox* і *Th. oithonoides*). Чисельність цих угруповань була мінімальною (33,7 тис. екз/м<sup>3</sup>), а біомаса – трохи більшою за мінімальну (0,427 г/м<sup>3</sup>). Середня температура води була найнижчою – 20,5°C.

Між кількістю зоопланктону та термічними показниками на станції спостереження (поруч з Оболонською затокою) у внутрішньосезонному аспекті були виявлені хоча і позитивні, але недостовірні кореляційні зв'язки – відповідні коефіцієнти з температурою води в момент взяття проби (що варіювала від 20,0 до 24,0°C) складала +0,60 ( $p = 0,16$ ) для чисельності і +0,39 ( $p = 0,39$ ) – для біомаси.

УДК [581.526.3:556.5](282.247.324)

Л.В. Гулейкова  
Інститут гідробіології НАН України,  
м. Київ, Україна

## СУЧАСНИЙ СТАН ЗООПЛАНКТОНУ ВОДНОЇ СИСТЕМИ МАСИВУ КОНЧА-ЗАСПА

Дослідження зоопланктону водної системи масиву Конча-Заспа проводили у вересні 2017 р. в рамках виконання науково-дослідної роботи щодо оцінки екологічного стану водної системи масиву та прилеглої ділянки Канівського водосховища при існуючому та перспективному використанні території. Зоопланктон є важливим біологічним компонентом цих екосистем, його видовий склад свідчить про ступінь сталості і потенціалу в трансформації органічної речовини, що надходить у водойми. З іншого боку, видовий склад і ступінь розвитку зоопланктону визначають його цінність в якості природного корму для риби.

На сьогодні гідрографічна мережа південно-західної частини масиву включає прилеглу ділянку Дніпра (Канівське водосховище), р. Конча, що протікає у західній частині масиву, два озера, ряд розрізаних каналів, заболочену водойму у центральній частині масиву. Станції відбору проб вибирали таким чином, щоб охопити усі основні водні об'єкти масиву та прилеглу ділянку Дніпра. Всього нами було обстежено 8 станцій.

Видовий склад зоопланктону досліджуваних водойм представлений типовими, широко розповсюдженими у прісноводних водоймах помірних широт, видами, що входять до комплексу помірного кліматичного поясу лісостепової зони. Більшість видів є толерантними зі значною екологічною пластичністю [1], мають широке розповсюдження і характерні для різнотипних водойм, але деякі з них (наприклад, переважаючі серед коловерток *Keratella quadrata*) вважаються типовими представниками реофільного комплексу. Більшість видів є евритермними, але зустрічалися також тепловодні (*Bipalpus hudsoni*) і холодноводні (*Cyclops vicinus*) види [2, 3]. Абсолютна більшість зареєстрованих у планктоні видів є істинно планктонними мешканцями пелагіалі. Також відмічені мешканці берегової зони і заростеві форми (*Platyias patulus*, *Euchlanis dilatata*, *Sida crystallina*), а також мешканці придонних шарів (*Paracyclops fimbriatus*, *Naupacticoida* gen. sp.).

У складі якісно багатих угруповань зоопланктону досліджених ділянок були ідентифіковані представники таких систематичних груп, як коловертки (Rotatoria), гіллястовусі (Cladocera) і веслоногі (Copepoda) ракоподібні, крім того велігери Dreissena. Всього за результатами проведених досліджень у товщі води зареєстровано 64 види (у тому числі таксони різного рангу), з яких Rotatoria – 21, Cladocera – 23, Copepoda – 19.

За числом видів (таксонів) а також за складом провідних родів, зоопланктон можна характеризувати як кладоцерно-копеподний, що є природним для цього періоду спостережень. Присутність коловерток р. Brachionus та бделлоїдних коловерток у каналі 3 (Ст. 6) свідчить про значний вміст у воді органічних речовин. У структурі зоопланктону провідна роль належить планктонним формам (65% від числа таксонів) та планктонно-бентосним (15%). Серед трофічних груп найбільшу частку склали мирні консументи (62%), до яких відносяться майже усі коловертки та гіллястовусі ракоподібні. До групи всеїдних (6%) належать коловертки *Asplanchna priodontama*, циклопи *Eucyclops serrulatus*. Хижі консументи (22%) були представлені дорослими формами веслоногих ракоподібних та гіллястовусими рачками *Sida crystallina* і *Polyphemus pediculus*.

Рівень розвитку угруповань зоопланктону у досліджених водоймах достатньо високий. Максимальні показники (чисельність – 1475,2 тис. екз/м<sup>3</sup>, біомаса – 37,33 г/м<sup>3</sup>) були зареєстровані в озерах (Ст. 4, 5), мінімальні (чисельність 20,9 тис. екз/м<sup>3</sup>, біомаса не перевищувала 0,01 г/м<sup>3</sup>) на Ст. 6, де надходить велика кількість органічного забруднення.

Індекси видового різноманіття (за Шенноном) для зоопланктону складають у середньому 2,0 за чисельністю, за біомасою – 1,5. Олігодомінантний характер розподілу

свідчить про збалансованість зоопланктонних угруповань і високий самоочисний потенціал, а також про задовільний екологічний стан цих ділянок.

У домінуючому комплексі в цілому коловерткам належали 20%, гіллястовусим ракоподібним – 48%, веслоногим – 32%. Фауністична подібність між цими комплексами на різних станціях була досить високою. Зоопланктонні угруповання у різних шарах води суттєво розрізняються між собою не лише за кількістю, але і за структурою, причому відмінності на різних ділянках однакові.

При проведенні оцінки якості води на досліджених ділянках по зоопланктону був застосований підхід, при якому ступінь чистоти і категорії якості визначаються за кількістю видів-індикаторів того чи іншого рівня сапробності у складі домінуючого комплексу, а індекс сапробності – за їх середньою індикаторною значимістю. Так, на підставі цього підходу та згідно [4] було встановлено, що основну частину (76%) видів-домінантів склали оліго-бета-мезосапроби разом з олігосапробами. Індекс сапробності у середньому дорівнював 1,65, що дає підставу вважати воду в цих водоймах «чистою» – «достатньо чистою» (2–3 категорії).

Зоопланктон київської ділянки Канівського водосховища також достатньо різноманітний і стабільний. Особливістю його видового складу є наявність інвазивних понто-каспійських видів, які в деяких біотопах навіть переважають прісноводні види. На прилеглий ділянці загальні чисельність і біомаса зоопланктону протягом періоду досліджень не досягали надто великих значень та коливались у широких межах – від 12 до 388 тис. екз/м<sup>3</sup> та від 0,01 до 2,44 г/м<sup>3</sup>. Склад домінуючих видів зоопланктону подібний до такого в озерах Канча-Заспа – (82% склали оліго-бета-мезосапроби разом з олігосапробами, а індекс склав 1,6), тобто вода є «чиста» – «достатньо чиста» (2–3 категорії).

Таким чином, високе видове різноманіття, чисельність, біомаса зоопланктону, структурна організація домінуючого комплексу, гетерогенність просторової динаміки, розвиток типово озерних видів вказують на те що у ранньоосінній період розвивається зоопланктон, характерний для озерних екосистем. Найбільш інтенсивно розвивається зоопланктон на глибоководних ділянках. Найменшим видовим різноманіттям, величинами чисельності, біомаси, спрощеною структурою домінуючого комплексу характеризувалась ділянка в районі надходження інтенсивного органічного забруднення. В цілому зоопланктонні угруповання як у водоймах масиву Конча-Заспа, так і на прилеглий ділянці водосховища збалансовані, що свідчить про високий самоочисний потенціал цієї водної системи.

1. *Пидгайко М.Л.* Зоопланктон водоемов Европейской части СССР. – М.: Наука, 1984. – 208 с.
2. *Кутикова Л.А.* Коловратки фауны СССР. – Л.: Наука, 1970. – 744 с.
3. *Монченко В.И.* Челюстноротые, циклопообразные. Циклопы. – К.: Наук. думка, 1974. – 450 с.
4. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка.* – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.

УДК 581.526.323:(285.2):(477-25):504.05

Д.П. Ларіонова, О.А. Давидов

Інститут гідробіології Національної академії наук України, м. Київ, Україна

## МІКРОФІТОБЕНТОС ВОДОЙМ МЕГАПОЛІСУ З РІЗНИМ СТУПЕНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Водні об'єкти урбанізованих територій зазнають різних видів антропогенного впливу, що позначається на структурно-функціональній організації гідробіонтів та їх індикаторних показниках, за якими здійснюється оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України за екологічною класифікацією [2, 3].

Навесні 2017 р. досліджувався мікрофітобентос водойм м. Києва – озер Вербне та Опечень Нижнє, які відрізняються між собою як за генезисом [4], так і за ступенем антропогенного навантаження [1] – 6 та 7 балів відповідно.

Встановлено, що видове багатство мікрофітобентосу у літоральній зоні озер формувалось: в оз. Вербному – 40 внутрішньовидовими таксонами, що належали до 6 відділів, у оз. Опечень Нижнє – 48 та 7 відповідно. Основу видового багатства мікрофітобентосу склали *Bacillariophyta* – в оз. Вербне 60,0 % загальної кількості, у оз. Опечень Нижнє цей показник досягав 81,2 %, натомість представленість *Chlorophyta* та *Euglenophyta* в оз. Вербне (по 12,5 %) була вищою, ніж у оз. Опечень Нижнє (8,3 та 2,1 %). *Cyanoprokaryota* склали 10,0 % від загального видового різноманіття в оз. Вербне і 4,2 % – в оз. Опечень Нижнє. Роль інших відділів незначна та не перевищує 2,5-4,2 %.

У структурі мікрофітобентосу досліджуваних водойм за видовим багатством переважали автохтонні компоненти (облігатні та факультативні бентонти) – в оз. Вербне вони налічували 20 видів і різновидностей (50,0 %), у оз. Опечень Нижнє – 25 та 52,1 % відповідно. Серед аллохтонів оз. Вербного більш представлені планктонти – 30,0 %, оз. Опечень Нижнє – перифітонти – 27,1 %.

Кількісні показники мікрофітобентосу оз. Вербне коливались у широких межах як за чисельністю – від 45 до 1806 тис. кл/10 см<sup>2</sup>, так і біомасою – від 0,047 до 0,060 мг/10 см<sup>2</sup> (у середньому 925 тис. кл/10 см<sup>2</sup> та 0,053 мг/10 см<sup>2</sup>) і були вищими, ніж у оз. Опечень Нижнє – від 14 до 203 тис. кл/10 см<sup>2</sup> за чисельністю та від 0,037 до 0,043 мг/10 см<sup>2</sup> за біомасою (у середньому 109 тис. кл/10 см<sup>2</sup> та 0,040 мг/10 см<sup>2</sup>).

Провідна роль у формуванні кількісних показників мікрофітобентосу в оз. Вербне належала представникам як бентонтів, які були основними компонентами відповідного комплексу – *Aneumastus tusculus* (Ehrenb.) D.G. Mann et Sticle, *Oscillatoria agardhii* Gom., *O. amphibia* Agardh, так і планктонтам – *O. planctonica* Wolosz., *O. redekei* van Goor. У оз. Опечень Нижнє провідний комплекс мікрофітобентосу формувався за рахунок інших видів: серед бентонтів – *Cumatopleura undulata* (Bréb.) W.Sm., *Hippodonta capitata* Ehrenb., серед планктонтів – *Lynbya hieronimusii* Lemm., *Pseudopediastrum boryanum* (Turp.) Menegh. та *Acutodesmus pectinatus* var. *pectinatus* Chodat, високими показниками чисельності вирізнялись перифітонти – *Planothidium delicatula* (Kütz.) Round et Bucht., *P. lanceolatum* (Bréb.) Bucht. та *P. rostratum* (Östr.) Round et Bucht.

Результати аутбіоіндикації дозволили встановити, що у мікрофітобентосі оз. Вербне 22 види (55,0 % загального видового багатства) є показниками сапробності, така ж кількість видів характерна для оз. Опечень Нижнє, що складало 22 і 45,8 % відповідно. Індикаторні види розподіляються між трьома основними та п'ятьма перехідними зонами сапробності, більшість з них відносяться до β-мезосапробних форм (у оз. Вербне та у оз. Опечень Нижнє – по 59,1 %). Серед видів індикаторів переважають бентонти (у оз. Вербне – 45,5 %, у оз. Опечень Нижнє – 54,5 %).

Індекс сапробності, розрахований за мікрофітобентосом, коливався в оз. Вербне у досить вузьких межах – 1,62-1,63, у той час як відповідні показники в оз. Опечень Нижнє мали значно ширший діапазон і були вищими – 1,65-2,07.

Отримані дані за результатами біоіндикації за мікрофітобентосом (індексами сапробності) характеризують оз. Вербне та Опечень Нижнє як  $\beta$ -мезосапробні водні об'єкти, які мають певні відмінності у якості вод – в оз. Вербне  $\beta'$ -мезосапробні, у той час як у оз. Опечень Нижнє –  $\beta'$ - $\beta''$ -мезосапробні.

Відповідно до «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [3] клас якості вод у придонних шарах літоральної зони оз. Вербне відповідає класу якості вод II, категорія якості вод 3, категорії якості вод за їх станом – «добрі», категорії якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості) – «досить чисті». В оз. Опечень Нижнє ситуація погіршується, оскільки клас якості вод коливається від II до III, категорія якості вод – від 3 до 4, категорії якості вод за їх станом – від «добрі» до «задовільні», категорії якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості) – від «досить чисті» до «слабко забруднені».

Таким чином, проведені дослідження дозволили встановити особливості видового складу, структурної організації та кількісного розвитку мікрофітобентосу озер мегаполісу з різним ступенем антропогенного навантаження. На основі аналізу отриманих результатів за індикаторними показниками мікрофітобентосу здійснено оцінку якості поверхневих вод літоральної зони озер за екологічною класифікацією.

#### Література:

1. Екологічний стан київських водойм. – К.: Фітосоціоцентр, 2010. – 265 с.
2. 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.
3. Методики 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.
4. Тимченко В.М., Дараган С.В. Сменяемость воды в водоемах Киева // Гидрология, гидрохимия і гідроекологія . – 2014. – Т. 4 (35) – с. 49-57.

УДК 574.586+574.587

В. В. Триліс, О. І. Цибульський,  
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна**ВОДНІ МАКРОБЕЗХРЕБЕТНІ ПОНИЗЗЯ РІЧКИ СУЛА (БАСЕЙН ДНІПРА)**

Останнім часом в Україні помітно активізувались процеси проектування та будівництва гідротехнічних споруд на малих річках. Це обумовлює необхідність вивчення сучасного екологічного стану річкових екосистем до здійснення такого будівництва. Зокрема, існує проект будівництва гідротехнічної споруди у пониззі річки Сула. Тож метою даного дослідження було вивчення стану фауни водних макробезхребетних в основних екологічних угрупованнях (зообентос, зооперифітон та зоофітос) в пониззі р. Сула.

Річка Сула є лівою притокою Дніпра, протікає в межах Сумської, Полтавської та Черкаської областей і впадає в Кременчуцьке водосховище. На території НПП «Нижньосульський» в Сулу впадають річки Оржиця та Борис. Біологічне багатство та біотичні комплекси пониззя Сули історично формувались в умовах реофільного річкового режиму і містять ряд реофільних та оксифільних видів гідробіонтів, частина з яких входить до міжнародних та державних охоронних списків різного рівня.

Дослідження якісних (таксономічний склад) і кількісних (чисельність і біомаса) характеристик безхребетних Сули проводили у пониззі на декількох станціях: від гирла Оржиці до с. Горіхове. Відбір бентосних проб здійснювали дночерпаком Петерсена (0,025 м<sup>2</sup>), зоофітос вивчали шляхом змивів з зануреної рослинності (*Ceratophyllum demersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*) наважками по 0,5 кг. Для дослідження перифітону використовували змиви та ручний збір з каміння на перекатах.

Всього відмічено 62 таксони макробезхребетних (визначення проводили до видового та рангів вище видового). Найвищим таксономічним багатством характеризувався зоофітос (30 таксонів), в зообентосі визначено 27 таксонів, а у перифітоні – 15 (рисунок).

Групова представленість була близькою – 9–10 груп безхребетних. При цьому різноманітність кількості таксонів у групах була досить високою: у зоофітосі – 2,92, зооперифітоні – 3,06, у зообентосі – 2,33 біт/таксон.

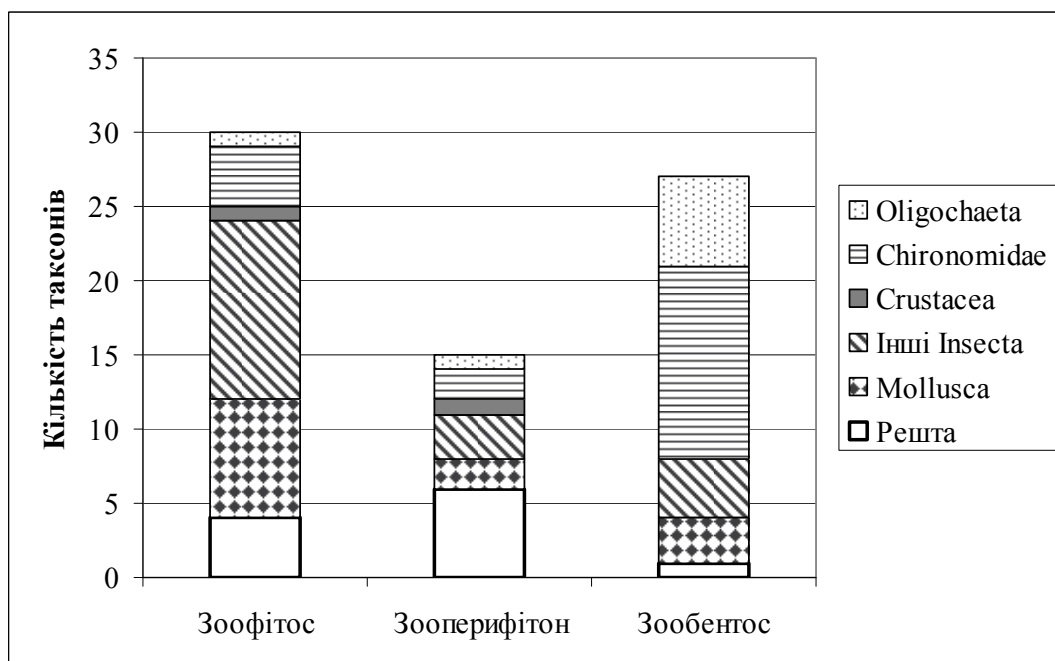


Рис. Якісний склад макробезхребетних в основних екологічних угрупованнях пониззя р. Сула.

Найнижча різноманітність у зообентосі пояснюється домінуванням личинок хірономід (13 таксонів) і олігохет (6 таксонів), а найвищий показник у зооперифітоні – рівномірним розподілом таксонів у групах.

Зообентос характеризувався більшим багатством малоцетинкових черв'яків, зоофітос – личинок комах і червоногих молюсків, лише у перифітоні відмічені губки трьох видів.

Подібність якісного складу кожного угруповання була низькою (-40 та -66 за індексом Смірнова), а оригінальність – досить високою (зоофітоса і зообентоса – 107, зооперифітона дещо нижче – 80). Застосування кластерного аналізу підтвердило низьку подібність таксономічного складу груп (подібність складала 9,5–17,5%).

Слід відмітити, що річкова біота містить ряд реофільних та оксифільних видів, зокрема личинки одноденок, волохокрильців, двокрилих Simuliidae та деякі види Chironomidae. Тут є види, які є індикаторами реофільних умов існування, зокрема личинки хірономід *Rheotanytarsus exiguus* Johannsen, тубіфіциди *Tubifex newaensis* (Michaelson). Червононогі молюски *Theodoxus fluviatilis* L., які надають перевагу кам'янистим субстратам, також є індикаторами реофільних умов. Звертає на себе увагу відносно велике багатство личинок волохокрильців – їх тут знайдено 5 видів: *Aulonogyrus concinnus* Klug, *Hydroptila tineoides* Dalman, *Neureclipsis bimaculata* (L.), *Hydropsyche angustipennis* (Curtis), *Oecetis lacustris* (Pictet). Личинки волохокрильців мешкають головним чином у прибережній зоні серед водної рослинності на різних ґрунтах: піщаних, мулистих, кам'янистих та серед детриту. Вони зустрічаються переважно у водоймах з чистою водою насиченою киснем та можуть слугувати індикаторами хорошого екологічного стану. Будівництво гідротехнічних споруд, що спричинить порушення реофільних умов, призведе до зникнення цих видів з біоценозу та загальне збіднення річкової фауни.

У фітофільному угрупованні знайдено один вид, що входить до Червоної Книги України (медичинська п'явка *Hirudo medicinalis* (L.)).

Таксономічний склад водних макробезхребетних дозволяє оцінити якість води в пониззі р. Сула. За біотичним індексом ТВІ (рекомендованим Водною Рамковою Директивою ЄС), воду на цій ділянці можна віднести до III класу – забруднена (ТВІ = 6). При цьому, біотичний індекс, розрахований лише за показниками зообентосу, має значення 4, що відповідає IV класу якості – брудна.

Угруповання водних макробезхребетних пониззя р. Сула характеризуються досить високим видовим багатством та сформовані у реофільно-оксифільних умовах.

Біоценотичні комплекси пониззя р. Сула знаходяться під значним антропогенним тиском, страждають від зниження водності та проточності, які спостерігаються протягом останніх років. Це робить їх вразливими і потребує особливої уваги для їх збереження.

Гідробудівництво призведе до суттєвих змін гідрологічного режиму річки, принципово змінить всю структуру річкових та навколорічкових біоценозів. Підйом рівня води вище шлюзу призведе до зменшення проточності, евтрофікації, створення лімничних умов, замулення та заростання вищою водною рослинністю. Підтоплення великих площ мілководь призведе до погіршення кисневого режиму за рахунок розкладання великої маси органічних речовин, збільшенню втрат води шляхом випаровування та, відповідно, зменшенню водності річки нижче шлюзу. Надходження в річку, а також в Сулянську затоку води, збідненої киснем та насиченої продуктами розкладу може сприяти не лише зимовим, а також і літнім кисневим заморам.

Біотопічні зміни та зміни умов існування негативно вплинуть на розвиток безхребетних усіх угруповань, відбудеться збіднення таксономічного складу, зниження кількісних показників, що в свою чергу призведе до збіднення іхтіофауни річки.

Таким чином, будівництво гідротехнічної споруди призведе до порушення цілісності річкового континууму, реструктуризації та збіднення екологічних угруповань річкової біоти.

УДК 574.586+574.587

О. І. Цибульський, А. А. Силаєва  
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна**БЕЗХРЕБЕТНІ ЗООБЕНТОСУ ТА ЗООПЕРИФІТОНУ МАЛОЇ РІЧКИ В  
УРБАНІЗОВАНИХ УМОВАХ**

Річка Либідь є правою притокою Дніпра, тече у південно-західній частині м. Києва, її довжина – 14 км, площа басейну – 68 км<sup>2</sup>. Виток річки знаходиться між залізничними станціями Київ-Волинський і Караваєві Дачі. Далі вона протікає по центральній частині міста і впадає в Дніпро в районі Південного мосту, біля с. Корчувате. Русло річки спрямлене і взяте у бетонний колектор шириною 0,5–4,0 м. Природне русло збереглося лише на ділянці від станції Київ-Деміївський до місця перетину з Наддніпрянським шосе. У Либідь впадають малі річки Клов, Оріхуватка, Совка. Стік Либіді формується переважно дощовими, дренажними водами, промисловими (зокрема підігрітими стоками ТЕЦ-5) і побутово-господарськими стоками. Під час дощів вода в річці мутна, містить багато зважених речовин. Швидкість течії в середній частині річки становить 0,5–0,6, у гирлі р. Либідь – менше 0,1 м/с. Орієнтовні витрати води у гирлі були у межах 0,8–2,5 м<sup>3</sup>/с [1] залежно від кількості опадів і об'єму скиду стічних вод.

Якість води в річці Либідь за багатьма фізико-хімічними, екологічними та санітарно-гігієнічними характеристиками [2] відноситься до класу якості «брудні – дуже брудні» [3]. БСК змінювалося в межах 6,87–18,70 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, БО води становило 23,6–64,8 мг О/дм<sup>3</sup>, відповідно 2,5 і 6,2 ГДК для водойм питного призначення і 3,0 ГДК – для водойм, які використовуються для рекреації; також у воді міститься значна кількість патогенних організмів.

На теперішній час інформація щодо видового складу, кількісних показників безхребетних р. Либідь, їх просторового розподілу і як кормової бази риб та чинника формування потенційної рибопродуктивності має фрагментарний характер [4]. Оскільки видове багатство та його специфіка, кількісні показники зообентосу є показовими при визначенні як ступеню трофності водойм, так і якості води, його вивчення має не тільки теоретичне, а також і велике практичне значення.

У травні 2018 р. у р. Либідь було відібрано проби зообентосу та, у разі відсутності донних відкладів, – зооперифітону (з бетонного субстрату). Температура на станціях коливалася у межах 16–19°C, глибини – 0,3–0,7 м. Грунти (у природному руслі) представлені піском та замуленим піском. Безхребетних досліджували на наступних станціях: ст. 1 – витік р. Либідь на денну поверхню (вул. Залізнична, Борщагівська); ст. 2 – впадіння струмка Піщаного, 500 м вище Воздухофлотського просп.; ст. 3 – впадіння р. Мокра, вул. Толстого, біля ТЕЦ-3 (зооперифітон); ст. 4 – впадіння р. Клов; ст. 5 – впадіння р. Оріхуватка, вул. Саперно-Слобідська, перед закритим колектором; 6 – пам'ятка природи місцевого значення «Природне русло р. Либідь», вул. Саперно-Слобідська, вихід з закритого колектора; ст. 7 – природне русло, Наддніпрянське шосе; ст. 8 – ділянка впадіння стічних вод ТЕЦ-5; ст. 9 – гирло р. Либідь.

Всього на досліджених станціях було визначено 25 таксонів з 12 груп безхребетних. Найбільшою кількістю характеризувалися Oligochaeta – 8 таксонів та Chironomidae – 6. Відмічені також інші личинки двокрилих: Diptera – 2 таксони та по 1 таксону – Ceratopogoniidae, Muscidae, Culicidae. Також по одному таксону зафіксовано Nematoda, Hydrozoa, Hirudinea, Isopoda (*Asellus aquaticus* L.), Bivalvia (род. Cycladidae), Gastropoda (*Physa fontinalis* (L.)). У таксономічному складі відмічені види, що віддають перевагу середовищу, багатому на органічні речовини та можуть мешкати навіть у стічних водах. Кількість таксонів на окремих станціях коливалася від 6 до 14 (таблиця).

Кількісні показники безхребетних змінювалися у значних межах – чисельність від 19,2 до 216,4 тис. екз/м<sup>2</sup>, біомаса – 6,66–211,32 г/м<sup>2</sup>. На всіх станціях за чисельністю

домінували олігохети, частка цієї групи була досить високою 56–98% загальної. На більшості станцій олігохети визначали також і рівень біомаси – від 66 до практично 100% загальної. Лише на ст. 1 (витік) за біомасою переважали п'явки *Erpobdella* sp. (60% загальної).

Таблиця. Кількість таксонів, чисельність і біомаса безхребетних у р. Либідь

Показники	Станції відбору проб (травень 2018 р.).								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Кількість таксонів	14	12	7	8	11	12	12	6	7
Чисельність, тис. екз/м <sup>2</sup>	91,4	52,2	21,1	27,3	88,4	102,0	216,4	35,7	19,2
Біомаса, г/м <sup>2</sup>	72,36	86,20	6,66	9,17	57,69	189,98	211,32	24,62	14,52

Деяко іншим був розподіл домінуючих груп у зооперифітоні (ст. 3) – тут за чисельністю переважали личинки хірономід (77% загальної), за біомасою – олігохети (56% загальної). При цьому рівень чисельності був подібний до такого зообентосу, а біомаса була значно нижчою (див. таблицю). Основу біомаси олігохет склали тубіфіциди, як ювенільні, так і статевозрілі: *Limnodrilus claparedeanus* Ratzel та *L. hoffmeisteri* Claparede. Ці види слугують індикаторами органічного забруднення. Зокрема у 2005–2006 рр. у р. Либідь були відмічені: *Lumbriculus variegatus* Müller, *Limnodrilus* sp., *Tubifex* sp., *Erpobdella octoculata* L., *Nais variabilis* Pignet, *Chironomus plumosus* (L.), *Physa acuta* (Draparnaud) [4].

Таким чином, використовуючи градації кількісних показників безхребетних відповідно до [5], можна констатувати, що на ст. 6 і 7 (з максимальними кількісними показниками) рівень розвитку зообентосу за загальною чисельністю і за біомасою (без моллюсків) був «гранично високий», що відповідає гіпертрофним умовам. На інших досліджених станціях рівень чисельності також був досить значним і відповідав градаціям «високий – гранично високий» (політрофні – гіпертрофні умови). За біомасою (без моллюсків) рівень розвитку безхребетних можна оцінити від градації «нижче за середній» (ст. 4, 9) до «дуже високий» (ст. 1, 2).

В цілому, можна констатувати негативний стан річки, який однозначно пов'язаний як з її трансформованим станом, так і з значним ступенем урбанізованості її водозбору, що досягає 81%. Про це свідчить і значне домінування тубіфіцид у зообентосі, наявність певних видів безхребетних, витривалих до органічного забруднення.

Екосистема річки потребує заходів по зменшенню антропогенного навантаження. Можливими з таких заходів може бути відновлення гідроморфологічного рель'єфу, створення рефугіумів для розвитку зообентосу і зооперифітону, організація біоплато, зменшення скидів недоочищених стоків.

#### Література

1. Калицин В. И. Гидравлика, водоснабжение, канализация / В. И. Калицин, В. С. Кедров. – М.: Стройиздат, 1980. – С. 53–98.
2. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.
3. Шевцова Л. В. Эколого-санитарное состояние р. Лыбеди / Л. В. Шевцова, Н. Г. Ткачук, В. В. Малафеев, В. В. Васильковская // Гидробиол. журн. – 2000. – Т. 36, № 5. – С. 34–43.
4. Хоффманн М. Определение экологического состояния малых рек в черте г. Киева в соответствии с европейской водной рамочной директивой (WFD) / М. Хоффманн, В. Раков // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, № 5. – С. 46–56.
5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод [Текст] / О. М. Арсан [та ін.] ; ред. В. Д. Романенко. – К. : Логос, 2006. – 408 с.

УДК 574.64:574.58

М.Т. Гончарова, І.М. Коновець, Ю.Г. Крот, Л.С. Кіпніс  
Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна**ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ЗАВИСЛИХ У ВОДІ РЕЧОВИН ЗА ДОПОМОГОЮ  
БЕНТОСНИХ ОРГАНІЗМІВ РОДУ CHIRONOMUS**

При надходженні у гідроecosистему забруднюючих речовин залежно від фізико-хімічних властивостей відбувається їх трансформація та перерозподіл. Відомо, що левову частку в токсичність води вносять завислі речовини [1]. Вони можуть містити як органічні, так і мінеральні компоненти, причому в склад органічних можуть входити як живі клітини, так і відмерлі рештки організмів планктону, вищих водяних рослин та ін. Вміст завислих речовин у воді може істотно варіювати залежно від режиму стоку, порід, що формують русло, гідрологічних умов, сезону року, антропогенного чинника та ін. Так, для р. Дніпро характерним є вміст завислих речовин 2–20 мг/дм<sup>3</sup>, а для р. Дунай – до 100 мг/дм<sup>3</sup> [2, 3].

Для оцінки токсичності природних або стічних вод, що містять значну кількість завислих речовин (> 20 мг/дм<sup>3</sup>), згідно загальноприйнятої методики воду піддають фільтрації, так як завислі речовини можуть впливати на організмів-фільтраторів, яких застосовують в таких експериментах. Поряд з цим виникає необхідність аналізу відфільтрованого матеріалу, що часто є більш токсичним, ніж вода.

Для оцінки токсичності завислих у воді речовин нами запропоновано застосувати представників бентосної інфауни роду *Chironomus* (Insecta:Diptera:Chironomidae) [4]. Суть методу полягає у експонуванні протягом 21 доби дослідних організмів бентосної інфауни у субстраті, що містить відфільтровані завислі речовини та дрібнодисперсний пісок, з подальшою реєстрацією виживаності, морфологічних деформацій, приросту лінійних розмірів, порівняно з контролем. В мікрокамери з системою капілярної подачі стисненого повітря вносять відфільтровані через мембранний фільтр 0,45 мкм завислі речовини у кількості 2 г (сира маса) змішаних з 10 г (суха маса) умовно чистого дрібнопіщаного субстрату та додають 20 мл дехлорованої водопровідної води. Об'єм фільтрату залежить від вмісту завислих речовин. Для експерименту використовують личинок роду *Chironomus* першої стадії розвитку тому що під час першої линьки за дії певних токсичних речовин у личинок комарів-дзвінців можуть відбуватись порушення формування хітинових структур та спостерігатись деформації у будові ротового апарату [5]. Цей ефект є закономірним, адже саме після першої линьки відбуваються істотні зміни у будові ротового апарату личинки. Завислі речовини слугують водночас і субстратом, і кормом для представників роду *Chironomus*. Це дозволяє врахувати різні шляхи надходження токсикантів: як інтактний, через контакт із покривами тіла, так і оральний, через поглинання ротовим апаратом. Протягом 21 доби додатково кожен другу добу вносять корм Tetramin® у розрахунку 5 мг на личинку за весь період вирощування.

Метод було апробовано на пробах води після очисних споруд м. Херсон та м. Вінниця. Проби води були відібрані восени 2012 р. На цих двох станціях спостереження було виявлено гостру токсичність води для *Daphnia magna* (виживаність менше 50 % за 96 год). Тому нами було досліджено токсичність завислих речовин для *Chironomus riparius*. Об'єм фільтрату – 5 дм<sup>3</sup>. Кількість повторів – 2. Кількість дослідних організмів у повторі – 15. Статистичну обробку отриманих результатів виконували згідно загальноприйнятих методів варіаційної статистики.

Результати дослідження показали, що завислі речовини води р. Південний Буг після очисних споруд м. Вінниця є токсичними, про що свідчить суттєве зниження виживаності дослідних організмів, зниження приросту маси личинки на 33% порівняно з контролем, а також істотні морфологічні деформації різних хітинових структур ротового апарату (таблиця). Виявлені порушення ротового апарату виявлялись у появі численних додаткових зубців ментуму, зростанню зубців, асиметрії ментуму, деформації мандибул, випадінні зубців епіфарінгеального гребеня, деформації та вкороченні члеників антен.

Таблиця.

Вплив завислих речовин на виживаність, приріст маси та деформацію структур ротового апарату личинок *Chironomus riparius*, експозиція 21 доба ( $\bar{X} \pm \sigma$ )

Станція спостереження	Вживання, %	Маса личинки, мг	Деформації структур ротового апарату личинки, % ( $n = 30$ )			
			Ментум	Епіфарінгальний гребінь	Мандибули	Антени
р. Південний Буг, після очисних споруд м. Вінниця	60,0±9,4	6,1±0,4	66,7	33,3	23,3	36,6
р. Вільчівка, після очисних споруд м. Херсон	83,3±4,7	7,9±0,3	6,7	13,8	6,9	17,2
Контроль	96,6±4,7	9,1±0,3	0,0	3,3	0,0	6,7

На другій станції спостереження, після очисних споруд м. Херсон, також спостерігається незначне зниження виживаності, затримка росту на 13 %, зафіксовані переважно деформації слабохітинізованих структур ротового апарату личинок. Характер порушень подібний до описаних вище на станції після очисних споруд м. Вінниця.

Отже, результати досліджень показали, що для станції спостереження на р. Південний Буг після очисних споруд м. Вінниця характерна адсорбція токсикантів завислими речовинами, тоді як для станції спостереження на р. Вільчівка після очисних споруд м. Херсон токсичними є речовини, що знаходяться у розчинній фазі.

Таким чином, поєднання методів оцінки токсичності завислих речовин з використанням організмів роду *Chironomus* та оцінки токсичності води за допомогою гіллястовусих ракоподібних, може бути ефективним інструментом для виявлення особливостей розподілу токсичних речовин між водною фазою та завислими речовинами, а також для прийняття рішень щодо мінімізації токсичного впливу джерел забруднення водного середовища.

1. Брагинский Л.П. Экологические подходы к исследованию механизмов действия токсикантов в водной среде / Л.П. Брагинский // Формирование и контроль качества поверхностных вод. - К.: Наукова думка, 1975. – Вып.1. – С. 5–15.

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

3. Криворучко М.О. Надходження завислих речовин в р. Дніпро з поверхневим стоком із сільськогосподарських угідь / М.О. Криворучко // У зб. «Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки». – Харків, 2010. – С. 205–211.

4. Патент на винахід 101274 Україна. Спосіб оцінки токсичності завислих речовин в природних та стічних водах за допомогою бентосних гідробіонтів / Романенко В.Д., Гончарова М.Т., Коновець І.М., Крот Ю.Г., Кіпніс Л.С. Заявник та патентовласник Інститут гідробіології НАН України. – №а201201059; заявл. 01.02.2012; опубл. 11.03.2013. Бюл. №5.

5. Романенко В.Д. Морфофізіологічні та цитогенетичні зміни у *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) за дії йонів міді / В.Д. Романенко., М.Т. Гончарова, І.М. Коновець, Л.С. Кіпніс // Гидробиол. журн. – 2012. – 48, № 4. – С. 82–91.

УДК [571.5(28):591.521.11](285.3)

Ю.М. Воліков, Т.С. Рибка, Є.В. Старосила, А.С. Сидляренко  
*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна***ОЦІНКА ЕКОЛОГО-САНІТАРНОГО СТАНУ ОЗ. ОПЕЧЕНЬ НИЖНЄ (м.КИЇВ)  
ЗА ПОКАЗНИКАМИ ЛІТОРАЛЬНИХ УГРУПОВАНЬ ЛІТНЬОГО  
МАКРОЗООБЕНТОСУ**

Угрупування макробезхребетних зони прибережної літоралі водойми займають граничне розташування між відкритою акваторією і сушею. При інших відносно стабільних умовах існування вони безпосередньо відчувають на собі вплив негативних факторів різної природи, будь це забруднюючі змиви з прилеглих територій, або посилення рекреаційного навантаження. Саме ці «кордонні» угруповання можуть ефективно виконувати індикаторну функцію і давати об'єктивну інформацію про динаміку процесу забруднення водойми та його направленості.

Слідуючи цьому, в дослідженні були використаний матеріал, відібраний за стандартними гідробіологічними методиками в зоні відкритої літоралі, на глибинах до 1 м у літній період, поблизу від розташування місцевих пляжів та зон відпочинку.

Стан угруповань макробезхребетних визначали за структурними показниками таксономічного складу, чисельності, біомаси та широко використовуваними у гідробіологічних дослідженнях індексами різноманіття і видового багатства. Чисельність організмів досліджували на видовому рівні, біомасу – для рангів більш високого порядку.

Були використані два підходи до оцінки забруднення вод і стану водних екосистем: біоіндикація сапробності по індикаторним видам та біоіндикація, яка ґрунтується на зменшенні різноманітності та зникненні індикаторних груп безхребетних по мірі збільшення забруднюючого впливу.

Зареєстровано 22 НВТ макробезхребетних які належать до 4 типів, 5 класів, 9 рядів, 10 родин, 19 родів. Найбільшим видовим багатством характеризувалися представники комарів-дзвінців (*Chironomidae*) – 13 видів, серед котрих домінантом по чисельності виступав *Cladotanytarsus mancus* (Walker) – 730 екз/м<sup>2</sup>, та малошестинкових черв'яків (*Oligochaeta*) – 3, з домінантом *Stylaria lacustris* (Linnaeus) – 270 екз/м<sup>2</sup>. Інші зареєстровані таксономічні групи налічували по 1-2 види.

На час проведених досліджень оз. Опечень Нижнє мало значні площі заростань ВВР, які виступають в ролі «біоплато» і виконують очисну функцію від забруднень, що надходять із дощовим зливом з прилеглих територій міста. Ця обставина також пояснює суттєву представленість комплексу фітофільних макробезхребетних у видовому складі досліджених угруповань.

Табл.1. Загальні показники і показники видового багатства та різноманіття літоральних угруповань макробоентосу оз. Опечень Нижнє у літній період 2018 р.

Кількість видів	22
Загальна чисельність (екз/м <sup>2</sup> )	3300
Загальна біомаса (г/м <sup>2</sup> )	160,4
ТВІ	6
Індекс Шеннона (біт/екз)	3,79
Вирівненність	0,85
Індекс полідомінантності Сімпсона	9,81
Індекс Менхінкка	0,37

Табл. 2. Значення класів і категорій якості вод оз. Опечень Нижнє по індикаторним видам угруповань макрозообентосу літній період 2018 р. [1].

Кількість задіяних індикаторних організмів		12
Значення по методу Пантле-Букк		1,96
Значення по методу Зелінка-Марвана		1,96
Клас якості вод		II
Категорія якості вод		3
Сапробність	Загальні категорії	β-мезосапробні
	Категорії	β'-мезосапробні
Трофність	Трофність	Мезотрофні
	переважаючий тип трофності	Мезоевтрофні
Якість води	Назва класів	Добрі
за їх станом	категорій	Добрі
Якість води за ступенем їх	Назва класів	Чисті
чистоти (забрудненості)	категорій	Досить чисті

Отримані за екологічною класифікацією оцінки в межах «чисті» і «досить чисті» цілком відповідають значенням кількісних характеристик і показників видового багатства та різноманіття (табл. 1, 2).

Дослідження угруповань макрозообентосу оз. Опечень Нижнє протягом декількох років фіксують певні позитивні зміни у їх стані. Фактором, що вплинув на зміну ситуації в сторону покращення, є зафіксований значний розвиток популяцій двостулкових молюсків.

Між цим, тема вселення тих же дрейсенід (родина Dreissenidae) є дуже актуальною на сьогодні, тому, що важко передбачити наслідки їх появи у біоценозі, а також взаємовідносини з аборигенними видами і між собою [2]. З однієї сторони вони є причиною різних біоперешкод. З іншої, ці види змінюють середовище і створюють своєрідні умови для мешкання інших гідробіонтів, які використовують продукти їхнього обміну (аглоїнати) в якості їжі і будівельного матеріалу. Крім того двостулкові молюски виконують роль своєрідних біологічних фільтрів, перехоплюючи значну частину завислих речовин різного походження.

Треба також мати на увазі, що неконтрольований процес заростання ВВР може призвести до природних, але негативних, з точки зору людини, наслідків - значному скороченню ділянок відкритих акваторій та вторинному забрудненню, викликаному накопиченням органічних речовин рослинного походження.

1. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. К.ВІПОЛ, 2001. – 48 с.
2. Ляшенко А.В. Биоиндикация качества вод Килийской дельты Дуная по организмам макрофауны водных беспозвоночных / А.В. Ляшенко, Е.Е. Зорина-Сахарова // Гидробиологический журнал – 2012. – Т. 48, № 4. – С. 145 – 166.

УДК (576.89:595.1):(595.3)

Т.С. Рыбка, Ю.Н. Воликов, Е.В. Старосила  
Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев, Украина**КОММЕНСАЛЬНЫЕ КРУГОРЕСНИЧНЫЕ ИНFUЗОРИИ (CILIOPHORA,  
PERITRICHIA) НА ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ  
В РАЗНОТИПНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ**

Кругоресничные инфузории распространены в водоемах разных типов и прикрепляются к разнообразным живым и неживым субстратам. Они являются постоянными компонентами симбиоза многих групп водных беспозвоночных, в том числе планктонных рачков, при этом предпочитая поверхность тела пресноводных рачков семейства Cyclopidae.

Материалом для исследований были пробы зоопланктона, отобранные в водоемах разного типа: водоёмы речного типа (разные участки Каневского водохранилища); разные участки рукава Десёнка; бассейн Верхней Припяти и её правобережные притоки и некоторые водоёмы озёрного типа в пределах г. Киева.

В исследуемых водоемах было обнаружено 12 видов кругоресничных инфузорий, относящихся к родам *Rhabdostyla*, *Epistylis*, *Opercularia*, *Zoothamnium*, *Haplocaulus*, *Vorticella* и *Cothurnia*. Среди перитрих, как по количеству видов, так и по количеству особей, преобладали инфузории рода *Epistylis* (3 вида), род *Vorticella* представлен также 3 видами, род *Haplocaulus* представлен 2 видами, остальные рода представлены по 1 виду.

Инфузории рода *Vorticella* – одиночные виды, прикрепляющиеся к рачкам семейства Cyclopidae длинными сократимыми стебельками, которые при сокращении сворачиваются в спираль. Инфузории локализовались преимущественно на генитальном сегменте и синцефалоне циклопид; экстенсивность заселения ими рачков колебалась от 0,5 до 33%.

Самыми распространёнными видами перитрих, обнаруженными почти во всех исследованных водоемах, были инфузории рода *Epistylis*. Колонии инфузорий этого рода древовидной формы с несократимыми стебельками, и наиболее распространёнными были два представителя рода – *E. digitalis* Ehrenberg, 1838 и *E. lacustris* Imhoff, 1884, интенсивность инвазии которых колебалась от 6 до 120 экз./особь (экстенсивность заселения достигала 30%). Среди носителей отмечены веслоногие рачки *Eucyclops serrulatus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Acanthocyclops viridis*, *A. americanus*, *Thermocyclops oithonoides*, сложная сегментация тела которых обеспечивает разнообразные места для прикрепления эпибионтов (антеннулы, цефалоторекс, генитальный сегмент и др.).

В оз. Иорданском, Троещинских водоемах и устье р. Цирь на поверхности тела ветвистоусых рачков (*Daphnia cucullata*, *Scapholeberis mucronata* и *Ceriodaphnia laticaudata*) были выявлены инфузории рода *Haplocaulus*: *H. kahlii* (Stiller, 1931) (ЭИ – 0,9%, ИИ – 13 экз./особь) и *H. epizoicus* (Sramek-Husek, 1948) (ЭИ – 0,3 и 20%, ИИ – 5 и 8 экз./особь). В оз. Редькино и Оболонском заливе на цефалотораксе планктонного рачка *Eucyclops serrulatus* были обнаружены кругоресничные инфузории *Rhabdostyla cyclopis* Kahl, 1935 (ЭИ – 33 и 3%; ИИ – 31 и 6 экз./особь).

На беспанцирной коловратке *Polyarthra vulgaris* (Оболонский залив) выявлены инфузории рода *Zoothamnium* sp. (ЭИ – 3,3%; ИИ – 3 экз./особь), стебелёк которых, способен только к изгибам. На антеннах пресноводной гарпоктикоиды были обнаружены инфузории рода *Cothurnia* sp. (ЭИ – 5%; ИИ – 4 экз./особь). Тектиновая раковина котурнии, полностью закрывает зоид, прикрепляющаяся к субстрату при помощи стебелька.

Взаимоотношения между перитрихами и их носителем в большинстве случаев носят характер односторонней выгоды, а между отдельными видами инфузорий – индифферентные. Иногда отмечены антагонистические отношения между отдельными видами перитрих, а также между некоторыми инфузориями и их носителем. Одиночные поселения инфузорий на зоопланктонах не причиняют, заметного вреда своим хозяевам. Однако, массовое развитие некоторых видов перитрих способно приводить к уменьшению подвижности рачка-носителя, и как следствие – к уменьшению трофической активности, плодовитости и продолжительность жизни. Для ракообразных отряда Соперода выявлено наибольшее разнообразие эпибионтных инфузорий, что, вероятно, объясняется особенностями их биологии – отсутствием линьки взрослых особей и разнообразием мест прикрепления, вследствие развитой сегментации.

УДК 591.52:(574.522:575.826:594.125)

І.М. Коновець, М.Г. Мардаревич  
Інститут гідробіології НАН України, Київ, Україна**ДОСЛІДЖЕННЯ ТЕМПЕРАТУРНОЇ РЕЗИСТЕНТНОСТІ *DREISSENA BUGENSIS*  
ПРИ РІЗНІЙ КОНЦЕНТРАЦІЇ РОЗЧИНЕНОГО КИСНЮ У СЕРЕДОВИЩІ**

В основі відповідних реакцій молюсків на дефіцит кисню є зміна обмінних процесів, яка полягає в частковому або повному переході з аеробного процесу обміну на анаеробний. Цей процес супроводжується зміною поведінки. При тривалому анаеробіозі дрейсени закривають мушлі і декілька діб можуть знаходитися без води [4]. Хоча дрейсени у порівнянні з іншими видами двостулкових молюсків вважаються більш оксифільними [2], проте виживають у аноксичних (менше 5% повного насичення киснем) умовах, час виживання суттєво залежить від температури середовища [3].

Тому метою наших експериментальних досліджень стало вивчення впливу короткочасової експозиції впродовж доби в гіпоксичних умовах на температурну резистентність *Dreissena bugensis* на тканинному рівні.

Для проведення досліджень молюски *Dreissena bugensis* були відібрані у русловій частині Канівського водосховища у літній період. Перед проведенням експериментів тварин витримували у лоткових системах, оснащених пристроями примусової аерації та перемішування води, впродовж двох тижнів з метою їх адаптації до умов акваріального комплексу. Годування проводили щоденно з розрахунку 7 мг дріжджів та 5 мг хлорели (суха вага) на один дм<sup>3</sup> середовища.

Концентрацію розчиненого кисню визначали за допомогою методу Вінклера. Гіпоксичні умови створювали методом витіснення розчиненого кисню газоподібним азотом. Температура проведення експерименту складала  $23,0 \pm 0,5$  °C. Концентрацію розчиненого кисню у експериментальних ємностях підтримували на рівні  $1,3 \pm 0,1$ ,  $4,0 \pm 0,2$  та  $8,5 \pm 0,1$  мг/дм<sup>3</sup> відповідно. В якості середовища використовували відстояну водопровідну воду. Об'єм середовища у експериментальних ємностях становив 2 дм<sup>3</sup>. Через 24 години експозиції до гіпоксії проводили дослідження резистентності *D. bugensis* до підвищеної температури водного середовища у динамічному режимі зі швидкістю наростання температури  $0,05$ °C/хв та статичному режимі при 34 °C. Такі параметри статичного та динамічного дослідів вибрані як оптимальні на основі попередніх досліджень [1]. Резистентність досліджували на тканинному рівні, для цього молюсків препарували, зябровий епітелій розрізали на шматочки розміром 20–25 мм<sup>2</sup>, які розміщували у термостатованих камерах для досліджень. Рух епітелію контролювали візуально за допомогою мікроскопа при 400-кратному збільшенні. Визначали динаміку часу зупинки руху війок.

Дослідження у динамічному режимі наростання температури показали, що якщо різниця у різних варіантах досліду між середньоефективними (ET<sub>50</sub>) температурами відсутня, то величина недіяльної температури (ET<sub>0</sub>) для функціонування мерехтливого епітелію тварин, що перебували у середовищі при нестачі кисню (варіант В), вірогідно нижча. На перший погляд це може свідчити про зменшення температурної резистентності у тварин, витриманих протягом доби у гіпоксичному середовищі, проте повне інгібування (ET<sub>100</sub>) функціонування мерехтливого епітелію у цих тварин відбувається при вірогідно вищій температурі (табл. 1). Таким чином, попередня експозиція *D. bugensis* у гіпоксичних умовах протягом доби призводить до збільшення діапазону між температурами, які характеризують настання негативної дії і повне припинення функціонування мерехтливого епітелію.

Висновок про розширення норми реакції підтверджується і результатами дослідження інгібування функціонування мерехтливого епітелію за дії статичної температури 34°C. про що свідчить про розширення діапазону між недіяльним часом (EC<sub>0</sub>) і часом повного припинення функціонування (EC<sub>100</sub>).

Таблиця 1. Величини  $ET_0$ ,  $ET_{50}$  та  $ET_{100}$  зябрового мерехтливого епітелію *D. bugensis* при наростанні температури зі швидкістю  $0,05^\circ\text{C}/\text{хв}$ . після експозиції тварин протягом 24 год у середовищі з різним вмістом розчиненого кисню (динамічний режим),  $^\circ\text{C}$

Показник	Варіанти дослідів (вміст розчиненого кисню)		
	8,5 мг/дм <sup>3</sup> (варіант А)	4,0 мг/дм <sup>3</sup> (варіант Б)	1,3 мг/дм <sup>3</sup> (варіант В)
$ET_0$	33,4±0,9 (0,4)	32,8±0,6 (0,3)	31,9±0,9 (0,4)
$ET_{50}$	35,6±0,3 (0,1)	35,3±0,4 (0,2)	35,1±0,6 (0,2)
$ET_{100}$	37,9±0,5 (0,2)	37,9±0,8 (0,4)	38,6±0,6 (0,2)

Як і у випадку впливу наростаючої температури, за дії статичної температури основні відмінності у реакції організмів простежуються не за показником середньооефективного часу ( $ЕЧ_{50}$ ), а за величинами недіяльного часу, і часу, за який відбувається повне пригнічення функціонування мерехтливого епітелію зябер (табл. 2). Так, величина  $ЕЧ_0$  у варіантах дослідів А, Б і В вірогідно зменшується, в той же час  $ЕЧ_{100}$  – вірогідно зростає. Різниця між величинами  $ЕЧ_0$  і  $ЕЧ_{100}$  у варіантах дослідів А, Б і В становить відповідно 288, 338 та 705 хв., що свідчить про суттєвий вплив добової експозиції у гіпоксичних умовах на зміни температурної резистентності.

Таблиця 2. Величини  $ЕЧ_0$ ,  $ЕЧ_{50}$  та  $ЕЧ_{100}$  зябрового мерехтливого епітелію *D. bugensis* при температурі  $34^\circ\text{C}$  після експозиції тварин протягом 24 год у середовищі з різним вмістом розчиненого кисню (статичний режим), хв.

Показник	Вміст розчиненого кисню, мг/дм <sup>3</sup> (варіанти дослідів)		
	8,5 (варіант А)	4,0 (варіант Б)	1,3 (варіант В)
$ЕЧ_0$	117,3±22,1 (9,9)	75,8±19,0 (8,5)	51,0±11,8 (5,9)
$ЕЧ_{50}$	217,7±38,3 (17,1)	175,2±18,1 (8,1)	194,5±33,4 (16,7)
$ЕЧ_{100}$	405,1±72,8 (32,6)	413,9±38,2 (17,1)	756,2±160,3 (80,1)

Виходячи з результатів досліджень впливу експозиції *D. bugensis* у середовищі з різним вмістом розчиненого кисню на температурну резистентність їх мерехтливого епітелію зябер, можна зробити висновок про те, що перебування організмів у короткотривалих гіпоксичних умовах призводить до вірогідного розширення діапазону між недіяльною температурою і температурою повного інгібування (динамічний режим), а також діапазону між недіяльним часом і часом повного інгібування за дії високої температури (статичний режим). З фізіологічної точки зору такі зміни, ймовірно, є сприятливими за умов короткочасного підвищення температури води до критичних величин (високі значення  $ET_{100}$  і  $ЕЧ_{100}$ ), проте несприятливими при більш тривалій дії підвищеної температури (низькі значення  $ET_0$  і  $ЕЧ_0$ ).

1. Коновець І.М. Порівняння резистентності зябрового епітелію двостулкових молюсків *Unio tumidus* *Dreissena polymorpha* до підвищеної температури водного середовища / І.М. Коновець, М.Г. Мардаревич, І.М. Баширова // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2012. – 51, №2. – С. 136–140.

2. Burky A.J. Physiological ecology of freshwater bivalves / A.J. Burky // *The Mollusca, Ecology*. – San Diego: Academic Press, 1983. – V. 6. – p. 281–327

3. Matthews M.A. Survival of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and asian clams (*Corbicula fluminea*) under extreme hypoxia / M.A. Matthews, R.F. McMahon // *US Army Corps of Engineers. Technical Report EL-95-3*, January 1995. – 27 p.

4. Ricciardi A. Aerial exposure tolerance of zebra and quagga mussels (Bivalvia: Dreissenidae): implications for overland dispersal / A. Ricciardi, R. Serrouya, Frederick G. Whoriskey. // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* -- 52, 1995. -- P 470-477.

УДК 594.125+574.5

Гайдаш О.К., Шевцова Л.В.

*Національний університет «Києво-Могилянська академія», м. Київ, Україна*

## **ОЦІНКА ФІЛЬТРАЦІЙНОЇ ЗДАТНОСТІ ПОПУЛЯЦІЙ МОЛЮСКІВ РОДУ *DREISSENA* З РІЗНОЮ РОЗМІРНО-ВІКОВОЮ СТРУКТУРОЮ**

Останні дослідження показали, що наразі у водоймах України відбувається активна евтрофікація через надходження до них великої кількості органічних речовин та сполук з важкими металами антропогенного походження. Тому актуальною темою є пошук методів очистки стічних каналізаційних, сільськогосподарських та промислових вод від забруднювачів.

Важливе місце серед цих методів посідає біологічна очистка водойм за допомогою водних рослин, тварин та мікроорганізмів. Серед цього різноманіття гідробіонтів в якості об'єкта дослідження були обрані молюски роду *Dreissena*, зокрема, *D. polymorpha* та *D. bugensis*. Ці два види молюсків хоч і не є аборигенними для каскаду Дніпровських водосховищ, проте завдяки високій біологічній пластичності змогли повністю натуралізуватись та стати їх звичними мешканцями.

Більш того, ці молюски є не тільки потужними фільтраторами органічних зависей, а й можуть вилучати з води радіонукліди та такі важкі метали, як цезій, стронцій, залізо, кадмій, свинець та хром, зв'язуючи їх в аглютинатні комплекси та депонуючи у тканинах м'язів та мушлі. Завдяки вищевказаним характеристикам дрейсени можуть стати вдалими об'єктами для розробки біоплато для доочищення стічних вод задля збереження нормального функціонування водних екосистем та покращення якості питної води.

Метою цієї роботи є аналіз фільтраційної здатності популяцій *D. polymorpha* та *D. bugensis* та пошук оптимальних значень розмірної структури та чисельності популяції, що зумовлюють величину показника загальнопопуляційної швидкості фільтрації.

Об'єктами досліду обрані стабільна популяція молюсків *D. polymorpha* та *D. bugensis* з Волгоградського водосховища та інвазійні популяції з Північно-Кримського каналу, а предметом є їх популяційна швидкість фільтрації.

Аналіз сезонної динаміки розмірно-вагової структури популяції молюсків роду *Dreissena* показав, що індивідуальна маса особини має сезонні коливання і влітку є більшою, ніж навесні, через вміст статевих продуктів, а також восени, у зв'язку із збільшенням маси особини за вегетаційний сезон. Проте індивідуальна маса молюсків в інвазійних популяціях є дещо вищою, ніж у стабільній, внаслідок кращої кормової бази через більший вміст органічної речовини у воді.

Стабільна популяція має коливання розмірної структури, якщо до неї включати групу велігерів, які відсутні навесні і мають пік чисельності влітку та восени. Якщо ж розглядати структуру, враховуючи тільки дорослі організми, то розподіл розмірно-вікових груп є більш рівномірним та включає значну частку репродуктивних особин.

Інвазійна популяція характеризується великою кількістю дорепродуктивних особин та має значні сезонні перепади чисельності різних вікових груп.

Встановлено, що для стабільних популяцій *D. bugensis*, характерні найбільші величини швидкості фільтрації на 1000 особин: весняна популяція – 61000,62 мл/1000 екз.\*год ( $\approx 61$  л/1000 екз.\*год), літня – 58950,59 мл/1000 екз.\*год ( $\approx 59$  л/1000 екз.\*год), осіння – 56681,31 мл/1000 екз.\*год ( $\approx 56,7$  л/1000 екз.\*год). Варто відзначити, що незначні коливання інтенсивності фільтрації відбуваються через сезонні зміни у розмірно-віковій структурі популяції.

Що ж до інвазійної дрейсени, то величина її фільтраційної здатності значно відрізняється і для перехідної (напівінвазійної) популяції цей показник становить 45422,79 мл/1000 екз.\*год ( $\approx 45,4$  л/1000 екз.\*год), в той час як для інвазійної - лише 24406,83 мл/1000

екз.\*год ( $\approx 24,4$  л/1000 екз.\*год), що відповідно у 1,3 та 2,5 рази менше, ніж у популяції із стабільною структурою.

Отож, хоч в інвазійній популяції особини мали більшу індивідуальну масу, ніж екземпляри із стабільної популяції, проте інтенсивність загальнопопуляційної фільтрації у них була порівняно нижчою через нерівномірний розподіл особин по розмірно-вікових групах. Отримані результати дають змогу зробити висновок, що фільтраційна здатність популяції дрейсени залежить від її розмірно-вікової структури.

УДК 597.4/.5:556.53

Крот Ю. Г., Медовник Д. В.  
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна**ВЗАЄМОДІЯ РЕЗИДЕНТНИХ І МІГРУЮЧИХ ВИДІВ РИБ У МАЛИХ РІЧКАХ  
УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ**

Дослідження іхтіофауни малих річок урбанізованих територій показало, що певним видам риб властиві сезонні міграції між зазначеними водотоками та їх приймаючими водоймами, в той час як інші види відзначаються адаптованістю до постійного існування в умовах русла. Однак гідротехнічне будівництво, зокрема спорудження гребель руслових ставків, призводить до фрагментації русла та переривання міграційних шляхів риб, зумовлюючи, таким чином, випадіння з іхтіофауни тих представників, яким властиві сезонні міграції. Порівняння екологічних особливостей мігруючих і резидентних видів, а також встановлення їх взаємовпливу мають значення для вивчення адаптації риб до існування в умовах антропогенного порушення малих річок.

Дослідження видового складу та чисельності риб було проведено на малих річках Горенка, Либідь, Нивка, Почайна і Сирець, що протікають урбанізованою територією м. Київ та зазнали різного ступеню антропогенного порушення. Було досліджено іхтіофауну ділянок русла, не відокремлених від водойм гідротехнічними спорудами (річки Либідь, Почайна і Сирець), та відокремлених (річки Горенка, Нивка і Сирець).

Порівняння видового складу іхтіофауни протягом весняно-літнього та осінньо-зимового періоду вказало, що міграція до приймаючих водойм властива таким видам риб, як ялець звичайний (*Leuciscus leuciscus* (L.), 1758), головень європейський (*Squalius cephalus* (L.) 1758), в'язь звичайний (*Idus idus* (L.), 1758), плітка звичайна (*Rutilus rutilus* (L.), 1758), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus* (L.), 1758), плоскирка європейська (*Blicca bjoerkna* (L.), 1758) і лящ звичайний (*Abramis brama* (L.), 1758), тоді як до постійного існування на ділянках русла адаптувались верховка звичайна (*Leucaspis delineatus* (H e s k e l), 1843), гірчак європейський (*Rhodeus amarus* (B l o c h), краснопірка звичайна (*Scardinius erythrophthalmus* (L.), 1758), пічкур звичайний (*Gobio gobio* (L.), 1758), білоперий пічкур дніпровський (*Romanogobio belingi* (S l a s t e n e n k o), 1934), чебачок амурський (*Pseudorasbora parva* (T e m m i n c k e t S c h l e g e l), 1846), карась сріблястий (*Carassius gibelio* (B l o c h), 1782), щипавка звичайна (*Cobitis taenia* L., 1758), багатоголкова колючка південна (*Pungitius platygaster* (K e s s l e r), 1859), триголкова колючка звичайна (*Gasterosteus aculeatus* L., 1758), морська голка пухлощока (*Syngnathus nigrolineatus* E i s c h w a l d, 1831), окунь звичайний (*Perca fluviatilis* L., 1758), головешка ротань (*Perccottus glenii* D u b o w s k i, 1877), бичок-пісочник (*Neogobius fluviatilis* (P a l l a s), 1814) і тупоносий бичок західний (*Proterorhinus semilunaris* (H e s k e l), 1837).

Отже, мігруючий комплекс в іхтіофауні досліджених річок був представлений виключно аборигенними видами, реофільними або індіферентними до швидкості течії, переважно середньоцикловими, за винятком верховодки звичайної. Слід зазначити, що остання, виступаючи дрібним короткоцикловим представником, набувала масовості на всіх ділянках малих річок, сполучених із приймаючою водоймою, де складала 60–98% відносної чисельності серед мігруючих видів та 45–70% загалом.

В той же час резидентний комплекс в іхтіофауні був представлений майже виключно короткоцикловими видами, що значною мірою розрізнялись за походженням та екологічними особливостями. Серед них можна виділити аборигенних реофілів і індіферентів, типових для іхтіофауни малих річок (пічкур звичайний, білоперий пічкур дніпровський, щипавка звичайна, бичок-пісочник); аборигенних лімнофілів, що натуралізувались лише на зарегульованих ділянках водотоків (верховодка звичайна, гірчак європейський, краснопірка звичайна); небажаних інтродуцентів – лімнофілів, що також тяжіли до порушень гідрологічного режиму (чебачок амурський, карась сріблястий,

головешка ротань); саморозселенців із Балтійського (триголкова колючка звичайна) і Понто-Каспійського регіонів (багатоголовка колючка південна, морська голка пухлошока, тупоносий бичок західний). Слід відзначити значну поширеність та масовість пічкура звичайного, що займав домінуюче положення серед резидентних видів риби на всіх досліджених ділянках водотоків, незалежно від ступеню антропогенного порушення. Його відносна чисельність становила 25–63% серед резидентних видів та 4–54% загалом.

Стосовно екологічних особливостей, за відношенням до швидкості течії серед мігруючих видів риби істотно переважали індивідуенти, на різних ділянках складаючи 71–100% за часткою та 94–100% за відносною чисельністю, тоді як для резидентних ці показники становили відповідно 0–17% і 0–6%. Разом з тим, серед мігруючих видів жоден не може бути класифікований як лімнофіл, в той час як серед резидентних до лімнофільного комплексу на різних ділянках річок належали 56–89% видів із представлених, складаючи 37–89% відносною чисельності. Істотна частка (11–33%) і чисельність (11–63%) реофільних видів серед резидентних зумовлені перш за все поширеністю в досліджуваних водотоках пічкура звичайного, зокрема як єдиного реофіла, що адаптувався до існування на обмежених гідроспородах ділянках малих річок.

Стосовно способу живлення, серед мігруючих видів риби максимальна відносна чисельність зоопланктофагів на ділянках складала 98%, а зообентофагів – 6%, проти відповідно 27% і 76% серед резидентних видів риби. Можливо, це пов'язано з цілорічною наявністю в малих річках личинок хірономід як об'єкту живлення бентофагів, та сезонністю вильоту імаго вказаних комах як об'єкту живлення планктофагів, а також зі зростанням біомаси зоопланктону протягом весняно-літнього періоду.

За способом розмноження серед мігруючих видів риби абсолютна більшість як за часткою (71–100%), так і за відносною чисельністю (94–100%) належали до фітофілів, в той час як серед резидентних не спостерігалось переважання певних екологічних груп.

На ділянках річок, де спостерігались мігруючі види риби, відносна чисельність інвазивних представників серед резидентів складала 3–29%, тоді як за відсутності мігруючих видів – 68–89%, що вказує на функціональну важливість середньоциклових аборигенних представників іхтіофауни для стримування чисельності саморозселенців і інтродуцентів. В той же час розбіжність за екологічними особливостями між мігруючими і резидентними аборигенними представниками може виступати чинником, що стримує конкуренцію між ними та уможливує їх сумісне існування в межах малих водотоків протягом весняно-літнього періоду.

Отже, до постійного існування в малих річках урбанізованих територій пристосувались перш за все дрібні короткоциклові види риби з високою екологічною пластичністю, в той час як середньоциклові, особливо фітофіли і зоопланктофаги, мігрували до малих річок із приймаючих водойм лише за настання сприятливих умов для живлення або розмноження. Стосовно живлення, дослідження вмісту шлунків показало, що личинки хірономід відіграють провідну роль для всіх зообентофагів у малих річках урбанізованих територій, тоді як імаго – для решти видів риби, як резидентних, так і мігруючих, окрім іхтіофагів. Що стосується відтворення мігруючих видів риби у малих річках урбанізованих територій, на всіх сполучених із крупними водоймами ділянках спостерігались цьоголітки верховодки, у р. Почайна – також в'язя, плітки і ляща, а у р. Либідь, окрім перелічених – яльця, головня і плоскирки, тобто всіх відмічених мігруючих видів.

Таким чином, аборигенні середньоциклові види риби, що здійснюють нерестові й кормові міграції до малих річок урбанізованих територій протягом весняно-літнього періоду, відіграють функціональну важливу роль у збереженні структури іхтіофауни в умовах антропогенного порушення, стримуючи масове розмноження інвазивних представників, яке спостерігається на ізольованих гідроспородах ділянках водотоків та супроводжується витісненням аборигенних короткоциклових видів риби.

УДК 597 (282.247.314)

І. І. Абрам'юк<sup>1</sup>, С.О. Афанасьєв<sup>1</sup>, О.М. Лєтицька<sup>1</sup>, А.М. Романь<sup>2</sup><sup>1</sup>Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна<sup>2</sup>Національний науково-природничий музей НАН України, м. Київ, Україна

## ДО ХАРАКТЕРИСТИКИ СУЧАСНОГО СТАНУ ІХТІОФАУНИ РІЧКИ СТРИЙ

Річка Стрий, притока Дністра, протікає у межах Сколівського, Турківського, Дрогобицького, Стрийського і Жидачівського районів Львівської області, має довжину 232 км і площу басейну 3060 км<sup>2</sup>. Бере початок на схилах Вододільного хребта. У верхів'ї Стрий – типова гірська річка, тече у каньйоноподібній долині. Нижче м. Турка долина поступово розширюється, набуваючи в межах Передкарпаття рівнинного характеру Заплава у середній і нижній течії двостороння, у пониззі подекуди заболочена. Річище дуже звивисте, часто розгалужене, на кам'янистих ділянках порожисте [1].

У рамках комплексного дослідження басейну Верхнього Дністра нами було охоплено русло річки Стрий від гирла до с. Явора, включаючи гирлові ділянки його приток Рибник та Східниця, тобто нижню і середню течію. Швидкість течії на досліджуваних ділянках р. Стрий коливалась від 0,6 до 2,5 м/с, у таких умовах субстрат переважно був кам'янистим, замуленість спостерігалась лише у бокових рукавах та старицях. Проведені гідроморфологічна оцінка та біоіндикація вивченої ділянки показали, що річка місцями знаходиться в доброму (2 клас), але здебільшого в задовільному екологічному стані (3 клас).

За період досліджень 2017–2018 рр. у р. Стрий нами зареєстровано 22 види риб із 7 родин. Для характеристики іхтіофауни також було використано фондові матеріали Науково-природничого музею НАН України [2] та одну з останніх ревізій іхтіофауни України [3], а також відомості місцевих рибалок. У фондових матеріалах налічується всього 12 видів з р. Стрий, що свідчить про низький ступінь вивчення та фрагментарність даних щодо її іхтіофауни. Всі крім одного виду (верховки *Leucaspius delineatus*) були також знайдені нами. Крім того, за свідченнями рибалок, у р. Стрий також ловляться білізна *Aspius aspius* та лосось-кумжа (струмкова форель) *Salmo trutta*, при цьому остання трапляється здебільшого у верхній його течії. Таким чином, наразі можна достовірно стверджувати про наявність у р. Стрий 25 видів риб, що належать до 8 родин (табл. 1).

Таблиця 1.

Сучасний склад іхтіофауни річки Стрий

№	Таксономічна одиниця	Фондові матеріали	Наші дані	Охоронний статус	
				Червона книга України	Бернська конвенція
<b>Cyprinidae – коропові</b>					
1	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		
2	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	–	+		
3	<i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	–	+		III
4	<i>Alburnoides rossicus</i> Berg, 1924	+	+	зникаючий	
5	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		
6	<i>Leucaspius delineatus</i> (Heckel, 1843)	+	–		III
7	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		
8	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	–	+		III
9	<i>Aspius aspius</i> Linnaeus, 1758	–	+		III
10	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	–	+		III
11	<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schlegel, 1846)	–	+		
12	<i>Gobio sarmaticus</i> Berg, 1949	+	+		
13	<i>Romanogobio kesslerii</i> (Dybowski, 1862)	+	+	вразливий	III

14	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	–	+	вразливий	
15	<i>Barbus carpathicus</i> Kotlík, Tsigenopoulos, Ráb & Berrebi, 2002	+	+	вразливий	III
16	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	+	+		
<b>Cobitidae – в'юнові</b>					
17	<i>Sabanejewia baltica</i> Witkowskii, 1994	+	+		III
18	<i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	+	+		
<b>Salmonidae - лососеві</b>					
19	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	–	+		
<b>Esocidae – щукові</b>					
20	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	–	+		
<b>Cottidae – рогаткові</b>					
21	<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	+	+		
<b>Percidae – окуневі</b>					
22	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	–	+		
<b>Odontobutidae – головешкові</b>					
23	<i>Perccottus glenii</i> Dybowski, 1877	–	+		
<b>Gobiidae – бичкові</b>					
24	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	–	+		III
25	<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	–	+		
<b>Всього видів:</b>		<b>12</b>	<b>24</b>	<b>4</b>	<b>9</b>

Примітка: "III" – підлягає охороні згідно додатку III Бернської конвенції.

Охоронний статус у р. Стрий мають 11 видів риб, що складає майже половину його іхтіофауни (44%). З них 4 занесено до Червоної книги України, 9 – до списків Бернської Конвенції (додаток III). Перш за все потребують глибокого вивчення розповсюдження та динаміка чисельності зникаючих та вразливих видів, таких як Бистрянка російська *Alburnoides rossicus*, Білоперий пічкур дністровський *Romanogobio kesslerii*, а також Марена звичайна *Barbus barbus* та Марена карпатська *Barbus carpathicus*. Крім того, вартують уваги також ті види, що не належать до охоронюваних в Україні, однак досить вимогливі до нерестового субстрату і кисневого режиму та чутливі до будь-якого людського втручання в гідрологічний режим річки, такі як головень *Squalius cephalus*, підуст *Chondrostoma nasus*, рибець *Vimba vimba*, форель *Salmo trutta*.

Загалом, іхтіофауна р. Стрий характеризується високим видовим багатством та переважанням у її складі реофільних видів, які нерестяться на ділянках з хорошою проточністю та піщаним, гравійним, гальковим чи кам'янистим дном. Незважаючи на надто добрий загальний екологічний стан річки, є хороші умови для відтворення реофільних видів псамо-літофільної групи. Лімнофільні види в умовах гірської річки зустрічались зрідка, так само обмеженим є розповсюдження інвазивних видів, таких як Головешка ротань *Perccottus glenii* та Чебачок амурський *Pseudorasbora parva*, які траплялись переважно у прируслових старицях та невеликих зарослих замулених рукавах зі сповільненою течією.

1. Географічна енциклопедія України: в 3-х т. Т. 3. / відп. ред. О. М. Маринич. – К.: Українська Радянська Енциклопедія ім. М. П. Бажана, 1993. – 480 с.
2. Каталог колекцій Зоологического музея ННПМ НАН України / Мовчан Ю.В., Манило Л.Г., Смирнов А.И. и др.. – К.: Зоомузей ННПМ НАН України, 2003. – 342 с.
3. Мовчан Ю.В. Риби України (визначник-довідник) / Ю.В. Мовчан. – К.: Золоті ворота, 2011. – 444 с.
4. Червона книга України 2009 (III вид.) [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://redbook-ua.org/>
5. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <https://www.coe.int/en/web/conventions/full-list/-/conventions/treaty/104>

УДК [597+556.1] (282.247.32)

О.О. Гупало, В.В. Триліс  
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ, Україна**СКЛАД ІХТІОФАУНИ ПОНИЗЗЯ Р. СУЛИ ЗА СУЧАСНИХ УМОВ  
ГІДРОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ**

Останнім часом на малих річках України помітно активізувалось проектування та будівництво гідротехнічних споруд, які суттєво впливають на гідрологічний режим та екологічний стан річки, змінюючи структуру річкової біоти. Значного, зазвичай негативного, впливу зазнає іхтіофауна, за рахунок руйнації нерестовищ та порушення шляхів міграцій риб. В цих умовах набувають актуальності дослідження сучасного складу іхтіофауни на тих ділянках річок, що можуть зазнати впливу гідробудівництва.

Зокрема, гідротехнічне будівництво планується у пониззі р. Сула, з огляду на що нами було проведено дослідження складу іхтіофауни та шляхів покатних міграцій молоді риб.

Р. Сула є лівобережною притокою р. Дніпро першого порядку та однією з основних дніпровських приток. Витік річки знаходиться біля с. Сули, далі річка меандрує в межах Сумської і Полтавської областей та впадає в Кременчуцьке водосховище, утворюючи Сульську затоку, яка відіграє важливу роль у формуванні поповнення популяцій більшості видів риб Кременчуцького водосховища. Іхтіофауна пониззя Сули залишається мало дослідженою, відомі лише окремі роботи за період 2007–2014 рр., які стосуються видового складу риб р. Сули [2, 3].

Метою нашої роботи було дослідити видове різноманіття риб в пониззі р. Сули за сучасних умов гідрологічного режиму та визначити можливі негативні наслідки гідробудівництва на видовий склад популяцій промислових, аборигенних та таких, що мають особливий охоронний статус видів риб.

Дослідження проводили на ділянці р. Сули від гирла р. Оржиця до с. Горіхове. Іхтіологічний матеріал збирали в червні-липні 2018 р. за допомогою іхтіологічного сачка з прибережних заростей вищої водної рослинності та вудкою з відкритих ділянок річки. Личинок риб збирали на нерестовищах згідно до [1]. Дрифт молоді промислових видів риб вивчали шляхом постановки добового експерименту з використанням дрейфтової пастки (діаметр вхідного отвору 0,55 м, площа – 0,24 м<sup>2</sup>, фільтруючий конус – 1,5 м з млинового сита № 12). Експозиція дрейфту тривала 30 хв., зйомку матеріалу проводили кожні 2 години. Всього оброблено 32 проби молоді та дорослих риб. Види риб, що мають охоронний статус, були випущені у річку живими. Також були залучені дані анкетування місцевих рибалок, які вважали достовірними при повторюваності назви виду риб більше 5 разів.

За весь період досліджень нами було зареєстровано 28 видів дорослих риб та їх молоді з 9 родин: коропових – 17 видів, бичкові – 3, окуневі та в'юнові – 2 види, а сомові, щукові, колючкові і голкові – по одному виду.

Родина коропових була представлена видами: ялець звичайний *Leuciscus leuciscus* (Linnaeus, 1758), головень *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758), в'язь *Idus idus* (Linnaeus, 1758), плітка *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), краснопірка *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), верховодка *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758), лящ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), синець *Ballerus ballerus* (Linnaeus, 1758), плоскирка *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), білизна *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), гірчак *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782), чебачок амурський *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846), товстолобик білий *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844), карась звичайний *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758), карась сріблястий *C. gibelio* (Linnaeus, 1758), сазан *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758, лин *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758).

Бичкові представлені трьома видами: бичок кругляк *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814), бичок пісочник *Neogobius fluviatilis* (Pallas, 1814), тупоносий бичок західний *Proterorhinus semilunaris* (Heckel, 1837).

Родина в'юнових була представлена двома видами: щипавка *Cobitis taenia* Linnaeus, 1758 та в'юн звичайний *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758). Окуневі – також двома видами: судак *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), окунь *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758.

Всі інші родини були представлені по одному виду: сомові – сом європейський *Silurus glanis* Linnaeus, 1758, щукові – щука *Esox lucius* Linnaeus, 1758, колючкові – колючка триголкова *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758, голкові – морська голка пухлощока *Syngnathus nigrolineatus* Eichwald, 1831.

Серед усіх представлених видів риб – дев'ять є інвазивними з різним ступенем натуралізації: товстолобик білий, карась сріблястий, чебачок амурський, бичок кругляк, бичок пісочник, тупоносий бичок західний, колючка триголкова, морська голка пухлощока.

На особливу увагу заслуговують види риб, які належать до охоронних списків різного рівня: яльця звичайного *Leuciscus leuciscus*, карася звичайного *Carassius carassius* – належать до ЧКУ та ЧК МСОП; гірчака *Rhodeus amarus*, білизни *Aspius aspius*, сома європейського *Silurus glanis*, щипавки *Cobitis taenia*, бичка пісочника *Neogobius fluviatilis*, бичка тупоногого західного *Proterorhinus semilunaris* – до третього додатку Бернської конвенції; морська голка пухлощока *Syngnathus nigrolineatus* відноситься до списків ЧК МСОП та Бернської конвенції одночасно. Такі екземпляри риб були обережно повернені у річку живими.

У р. Сулі була зареєстрована покатна міграція молоді промислово-цінних видів риб від нерестовищ до Кременчуцького водосховища. Дрифт молоді відбувався переважно в нічний час. Найбільша інтенсивність покатної міграції молоді риб зареєстрована з 1-ої до 4-ої години ночі. Найбільшу частку в пробах складали личинки промислових видів: ляща, плоскирки, плітки і верховодки. Отримані дані підтверджують важливість нормального функціонування нерестовищ басейна р. Сули та шляхів нерестових та покатних міграцій для вдалого репродуктивного відтворення промислових видів риб Кременчуцького водосховища.

В угрупованнях молоді риб в першій половині літа відмічене домінування личинок і мальків промислово-цінних видів, таких як лящ, плоскирка, плітка. Зміна структури угруповань молоді риб в другій половині літа пояснюється поповненням від нересту порційно-нерестуючих видів риб та є цілком закономірною. Зменшення чисельності мальків ляща, плоскирки і плітки у пробах пояснюється їх переходом на більші глибини в зв'язку з ростом та зміною типу живлення.

Загалом, з 28 видів риб, зареєстрованих в пониззі р. Сули третина (32%) знаходиться під охороною списків різного рангу. Частка інвазивних видів складає 32%, третина з яких також знаходиться під охороною.

Отримані нами дані свідчать, що зарегулювання стоку р. Сули може призвести до скорочення нерестових ареалів риб та погіршення умов нересту реофільних видів риб внаслідок зменшення швидкостей течії на місцях нересту і замулення нерестовищ. Негативними наслідками гідробудівництва можуть бути зменшення чисельності, або зникнення реофільних видів риб та тих, що знаходяться під охороною, таких як синець, білизна, ялець.

1. Коблицкая А.Ф. Определитель молодежи пресноводных рыб / А.Ф. Коблицкая. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. – 208 с.
2. Рудик-Леуська Н.Я. Продуктивні властивості та фізіолого-біохімічні характеристики ляща (*Abramis brama* L.) і плітки (*Rutilus rutilus* L.) Сулинської затоки Кременчуцького водосховища: автореф. дис... канд. біол. наук: 03.00.10 / НАН України. – К., 2007. – 24 с.
3. Щербак В.И. Акваландшафтное и биологическое разнообразие Национального природного парка «Нижнесульский» / В.И. Щербак, Н.Е. Семенюк, Н.Я. Рудик-Леуская; ред. В.И. Щербак. – К.: Фитосоциоцентр, 2014. – 266 с.

УДК: 556.531.4.

В. О. Курченко, О.М. Маренков, О. С. Нестеренко  
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара,  
м. Дніпро, Україна

## ГІДРОХІМІЧНІ УМОВИ РОЗМНОЖЕННЯ СОНЯЧНОГО ОКУНЯ В САМАРСЬКІЙ ЗАТОЦІ ЗАПОРІЗЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА

Поверхневі води – багатокомпонентні природні об'єкти, досить складні для оцінювання. Гідрохімічні дослідження річкових екосистем у більшості випадків проводяться з метою покращення якості води, а також для визначення оптимальних гідрохімічних параметрів необхідних для проходження нересту у риб.

Одним із нових видів-вселенців водойм України є сонячний окунь *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) (Centrarchidae, Perciformes), який потрапив до внутрішніх водойм країни лише 40 років тому, але активно наростив чисельність та біомасу. На сьогоднішній день найбільша чисельність виду концентрується у Самарській затоці, оскільки вона характеризується слабкою проточністю і великою площею мілководдя. Це є сприятливим для репродукції сонячного окуня, оскільки розмноження виду проходить у літоральній зоні серед заростей рослинності на невеликих глибинах (зазвичай до 1 м). Самці при цьому будують невеликі, круглі гнізда на дні водойми. На деяких ділянках спостерігали скупчення гнізд (до 7–10 гнізд на 100 м<sup>2</sup>). Гідроекологічний режим затоки також прямо впливає на відтворення гідробіонтів, і визначається впливом високомінералізованих шахтних стічних вод, основними забруднюючими компонентами яких є дрібнодисперсні зважені частки та важкі метали. Тому дослідження гідрохімічних показників та репродуктивних можливостей риб у цих умовах має великий теоретичний та практичний інтерес.

Запорізьке (Дніпровське) водосховище, як і більшість водосховищ дніпровського каскаду, має мілководдя площею близько 20 % (4,92 тис. га). Переважна більшість цієї площі приходить на Самарську затоку, яка була створена після зведення греблі ДніпроГЕС (1929 р.) у заплаві р. Самара. Запорізьке водосховище, нарівні з загальною проблемою рівневого режиму, характеризується своїми особливостями. З одного боку, його розташування в центрі індустріальної агломерації створює складну екологічну ситуацію на водоймі, з іншого боку, морфометрія екосистеми (каньоноподібність, глибоководність, відсутність затопляємої пойми) визначає надзвичайно низький репродуктивний потенціал у порівнянні з іншими дніпровськими водосховищами. В структурно-функціональному відношенні – це водойма нагульного типу. Лише 4–8% акваторії можна віднести до умовно репродуктивної, що становить близько 0,98–1,97 тис. га.

Дослідження проводили згідно загальноприйнятих гідрохімічних, гідробіологічних та іхтіологічних методик (Романенко, 2006). Дослідження гідрохімічного режиму проводилися згідно загальноприйнятих методик (Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод, 2006). Проби води відбирали у місцях масового нересту сонячного окуня. У воді визначали розчинені гази, біогенні елементи, жорсткість, лужність, кількість розчиненої органічної речовини за показниками перманганатної окислюваності. Показники хімічного складу води порівнювали з нормативними критеріями якості води для рибогосподарських потреб – СОУ 05.01-37-385:2006. Відбір проб проводили у червні 2018 року під час науково-дослідних та контрольних ловів на акваторії Самарської затоки Запорізького (Дніпровського) водосховища. Біологічний аналіз риб проводили згідно класичних методик. З метою дослідження статевих залоз риб, гонади самиць фіксували у 4 % розчині формаліну для подальшого підрахунку кількості ікринок.

За фізико-хімічними показниками, вода у Самарській затоці в цілому відповідала ДСТУ – 4808-2007. При дослідженні води нами встановлені наступні гідрохімічні показники: нітрати – 0,2 мг/кг, нітрити – 0,017 мг/кг, кальцій – 234,47 %; аміак – 0,550,1 мг N/дм<sup>3</sup>,

біохімічна потреба у кисні (БПК) – 1,8 мг/дм<sup>3</sup>, розчинений кисень – 4,46 мг/дм<sup>3</sup>, перманганатна окислюваність – 10,8 мг/дм<sup>3</sup>, сульфати – 103,2 мг/дм<sup>3</sup>, фосфати – 0,01 мг P/дм<sup>3</sup>, хлориди – 450 мг/дм<sup>3</sup>.

Абсолютна плодючість самок сонячного окуня завдовжки 7,3–14,1 см у трирічному та шестирічному віці коливалася від 591,1 до 14817,6 ікринок, відносна плодючість коливалася в межах 130–478 ікринок. Середньовиважений показник індивідуальної абсолютної плодючості (ІАП) для самок сонячного окуня Самарської затоки Запорізького (Дніпровського) водосховища склав 4956,5 ікринок. Найбільшим показником плодючості характеризувалися особини шестирічного віку, показник ІАП в середньому склав 14817,6 ікринок. Оскільки сонячний окунь, відноситься до риб з порційним нерестом, серед загальної кількості ікринок 73,2 % припадало на ікринки IV стадії зрілості, інші 26,8 % – ікринки III стадії зрілості, які формують наступну генерацію.

Таким чином, Самарська затока Запорізького (Дніпровського) водосховища за своїми гідрохімічними показниками і за гідроекологічним режимом є достатньо придатною для освоєння сонячним окунем її біотопів. В умовах затоки вид має високі показники плодючості та швидко нарощує свою чисельність.

Публікація містить результати досліджень, проведених за грантом Президента України за конкурсним проектом Ф75/142 Державного фонду фундаментальних досліджень «Репродуктивний потенціал інвазійних гідробіонтів водойм Придніпров'я та їх вплив на формування біопродуктивності» (ДР №0118U006319).

УДК 551.46:262.5(210.5)

Н.А. Берлинский, Т.А. Сафранов  
*Одесский государственный экологический университет,  
Одесса, Украина*

## ОСОБЕННОСТИ ИЗУЧЕНИЯ ЛАНДШАФТНО-ПРИРОДНЫХ КОМПЛЕКСОВ УСТЬЕВЫХ ОБЛАСТЕЙ РЕК УКРАИНЫ

Изучение особенностей развития ландшафтно-природных комплексов устьевых областей рек под влиянием природных и антропогенных факторов относится к проблеме, требующей своевременного решения в условиях перманентной нагрузки на водные экосистемы. Изменения, происходящие в устьевых областях рек, тесно связаны с динамикой вод, термическим режимом мелководья, особенностями ионно-солевого и газового состава в зоне смешивания речных и морских вод, объемом поступления биогенных и взвешенных веществ и другими факторами.

Наибольшие естественные и антропогенные изменения морфологического строения дельты в бассейнах рек, расположенных в Евразийском регионе, в частности в Украине произошли в устьях Дуная, Днестра, Днепра, Дона. Наибольшие антропогенные изменения стока воды и наносов также отмечены на устьевых участках этих рек [1].

Река Дон и её устьевая область, в данном случае также целесообразны к рассмотрению, поскольку определенным образом влияют на условия украинского участка Азовского моря. А с учетом воздействия на заносимость Мариупольского морского торгового порта и порта предприятия «Азовсталь» следует учитывать и влияние твердого стока реки Кальмиус.

Основными факторами, под влиянием которых происходит изменение ландшафтно-природных комплексов устьевой области Дуная на современном этапе, это различные виды антропогенной нагрузки на румынскую и украинскую части дельты. От степени репрезентативности оценки антропогенных факторов зависит и степень обоснованности природоохранных мероприятий, необходимых для сохранения уникальных ландшафтно-природных комплексов дельты Дуная. В первую очередь, деформация и деградация аквальных и субаквальных ландшафтов устьевой области Дуная обусловлена количественными и качественными изменениями стока реки, особенностями его перераспределения по рукавам.

Антропогенная составляющая стока Днепра и Днестра обуславливает продолжающееся до настоящего времени эвтрофирование моря, а также формирование дефицита кислорода в придонном слое на украинской части северо-западного шельфа Черного моря, что подтверждается данными прямых наблюдений, проведенных в 2017 году. Пространственные масштабы деструктивных участков соизмеримы с размерами площадей придонной гипоксии 70-х годов прошлого столетия. Наименьшие концентрации растворенного кислорода в воде (менее 2,0 – 2,5 мл/дм<sup>3</sup>) отмечаются в придонном слое на глубинах свыше 20 метров. Такие низкие концентрации растворенного кислорода в воде соответствуют явно выраженной гипоксии. Во временной динамике и пространственном распределении пониженных значений растворенного кислорода в придонном слое отражено классическое состояние морской шельфовой экосистемы периода 70-х годов прошлого столетия, когда отмечались фрагментарные районы поражения донных биоценозов и гибели бентосных видов животных и растений [2]. Следовательно, современное состояние экосистемы северо-западной части Черного моря ещё далеко от равновесного состояния, поэтому актуальность дальнейших исследований, более чем основательная.

Аналогичные процессы весьма вероятны и для Азовского моря. Однако из-за отсутствия регулярных наблюдений сложно оценить состояние данной морской экосистемы. Кроме того, в Азовском море достаточно высокий уровень седиментации взвешенных наносов реки Дон в её устьевой области. С учетом расположения здесь крупного Мариупольского морского торгового порта, целесообразность исследований морской экосистемы трудно переоценить. Несмотря на относительную удаленность Мариупольского морского торгового порта от устья Дона (свыше 100 км) и естественного осадконакопления непосредственно в устьевой области, необходимо учитывать и оценивать масштабы перемещения влекомых наносов. Наряду со стоком Дона (свыше 800 м<sup>3</sup>/с) с уровнем мутности воды, составляющего 170 г/м<sup>3</sup>, источником поступления взвешенных веществ может быть река Кальмиус. Современный сток реки Кальмиус, подверженный значительной антропогенной деформации, составляет около 8 м<sup>3</sup>/с, что может обуславливать формирования повышенного содержания взвешенных веществ в непосредственной близости от Мариупольского порта. В этой связи, достаточно очевидным представляется необходимость проведения морского и наземного мониторинга. В данном контексте учет наземного мониторинга связан с процессом постоянной эрозии береговой черты как дополнительном источнике взвешенных наносов.

Информационные потребности являются определяющими при разработке структуры программы мониторинга, включающей координаты размещения наблюдательной сети, перечень сред (объектов) и показателей, частоту наблюдений. Программа мониторинга должна быть сформулирована таким образом, чтобы она позволила объективно оценить непосредственное влияние антропогенной нагрузки на окружающую природную среду, в том числе на гидрологический режим, качество воды, ихтиофауну и ее кормовую базу в районах моря, находящихся под воздействием гидротехнических работ, наземные (субаквальные) ландшафты [3].

Применение системного подхода, в основе которого лежит рассмотрение объекта как системы – совокупности взаимодействующих объектов, позволит выделить взаимосвязь процессов динамики вод, включая их смешение, динамики наносов и эрозионно-аккумулятивные морфологические процессы (то есть динамики дна и берегов), которые относятся к гидролого-морфологическими устьевым процессам [4]. Здесь подчеркивается тот важный факт, что режим и развитие устьевых областей рек требует одновременного изучения взаимосвязанных гидрологических и морфологических процессов с привлечением комплексных методов.

### Литература

1. Михайлов В.Н. Речные дельты: строение, образование, эволюция [Текст] / В.Н. Михайлов // Соросовский образовательный журнал. – 2001. – Т. 7, № 3. – С. 59–66
2. Берлинский Н. А., Попов Ю. И. Развитие эвтрофирования на северо-западном шельфе Черного моря в современный период [Текст]. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: Освіта – наука – виробництво – ЗБІРНИК ТЕЗ ДОПОВІДЕЙ XXI Міжнародної науково-практичної конференції м. Харків, 2018.* – С. 43-46
3. Васенко А. Г. Программа комплексного экологического мониторинга окружающей природной среды при возобновлении глубоководного судового хода Дунай – Черное море / А. Г. Васенко, П.П. Станкевич // *Людіна і довілля. Проблеми неоекології* [Текст]. – Харків, 2006. – Вип. 8. – С. 50–57.
4. Михайлов В. Н. Речные дельты. Гидролого-морфологические процессы [Текст] / В.Н. Михайлов, М. М. Рогов, А. А. Чистяков. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – 280 с.

УДК 556.114.5:556.54 (282.247.32)

С.С. Дубняк, В.А. Жежеря  
 Інститут гідробіології НАН України,  
 Київ, Україна

### ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ СОЛОНОГО КЛИНУ В ГИРЛОВІЙ ДІЛЯНЦІ ДНІПРА В СУЧАСНИХ УМОВАХ

Проблема проникнення солоного клину з Дніпровського лиману до пониззя Дніпра існувала ще до створення каскаду дніпровських водосховищ. Це явище спостерігалось лише декілька разів на рік і могло тривати від 5 до 15 діб. Солонна вода проникала по дну уверх за течією головним чином по рукаву Рвач і менше іншими рукавами. Наприклад, до будівництва Каховського водосховища, у квітні 1951 р. мінералізація води біля дна в районі с. Кізомис досягала  $15540 \text{ мг/дм}^3$ . У вересні – листопаді 1955 р. при значному нагоні під час заповнення Каховського водосховища значно підвищилася концентрація хлоридів у воді. В той час їхній вміст біля м. Херсон і с. Кізомис становив відповідно  $3000$  і  $4600 \text{ мг/дм}^3$  (загальна мінералізація морської води приблизно в 1,8 рази більше вмісту хлоридів). У 1960 р. під час заповнення Кременчуцького водосховища і відповідного зниження витрат води до  $300 \text{ м}^3/\text{с}$  солонна вода знову піднялась до м. Херсон, а концентрація хлоридів у придонному шарі води становила  $4000\text{--}5000 \text{ мг/дм}^3$ . За даними Інституту гідробіології НАНУ в період 1968–1985 рр. концентрація хлоридів у воді біля м. Херсон коливалась в межах  $25,6\text{--}164,6 \text{ мг/дм}^3$ , тоді як біля с. Кізомис інтервал значень цього показника був набагато ширшим і становив  $13,6\text{--}1600 \text{ мг/дм}^3$ . Ці результати свідчать, що солонна вода в зазначені роки не досягала м. Херсон.

В сучасних умовах дальність проникнення у гирлову ділянку Дніпра осолонених вод Дніпровського лиману залежить від попусків Каховської ГЕС та відгінно-нагінних явищ у водній системі гирлової ділянки Дніпра і Дніпровського лиману. В діючих Правилах експлуатації водосховищ дніпровського каскаду вказано, що «...санітарний попуск ( $500 \text{ м}^3/\text{с}$ ) у нижній б'єф Каховського гідровузла необхідний для запобігання засолонення нижньої течії Дніпра і Дніпро-Бузького лиману». Знайомство з літературними, довідковими і архівними матеріалами, які торкаються суті проблеми, показує, що вказаний санітарний попуск призначений без достатнього наукового обґрунтування.

На основі існуючих теоретичних методів розрахунку і з урахуванням даних багатолітніх натурних спостережень було розроблено (Гимченко В.М., 2006) модель (номограму) для визначення довжини клину осолонених вод у основному руслі річки (рисунок). Аргументами при цьому є вихідна солоність води в лимані і витрата води Дніпра.

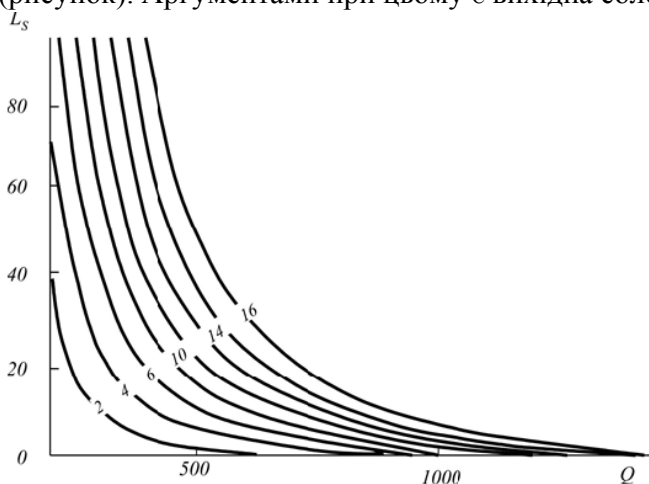


Рис. Номограма для визначення довжини клину осолонених вод ( $L_s$ , км) у гирловій ділянці Дніпра при різній водності річки ( $Q$ ,  $\text{м}^3/\text{с}$ ) і солоності води в лимані (цифри біля ліній – ‰)

Згідно цієї номограми імовірність проникнення солоних вод у Дніпро на  $10\text{--}30$  км при гарантованих санітарних попусках ( $500 \text{ м}^3/\text{с}$ ) і нормальних гідрометеорологічних умовах незначна. При передбаченому проектом будівництва Каховської ГЕС-2 збільшенні пропускної здатності Каховського гідровузла до  $4500 \text{ м}^3/\text{с}$  практично не буде існувати проблеми надходження солоних вод у русло Дніпра на значну відстань, оскільки попуски Каховської ГЕС з витратами більше  $1500 \text{ м}^3/\text{с}$  (див. рис.) повністю виключають входження у гирло річки осолонених вод.

Для верифікації вказаної моделі в

сучасних умовах в другій половині червня і на початку вересня 2018 р. були проведені натурні дослідження мінералізації води на ділянці Дніпра від м. Херсон до вхідного (з боку лиману) створу рукава Рвач, по якому солоний клин може підніматися вверх по Дніпру. Згідно літературних даних саме в літньо-осінній період спостерігаються максимальні значення мінералізації та вмісту хлоридів у воді досліджуваного водного об'єкту. Середньодобовий стік Дніпра за даними, отриманими на Каховській ГЕС, в обидва періоди спостережень складав близько 500 м<sup>3</sup>/с.

Визначення мінералізації води здійснювали на місці відбору проб за допомогою мультифункціонального приладу AZ-86031, який також дозволяє вимірювати температуру води, величину рН, вміст та насичення води розчиненим киснем. Концентрацію хлорид-іонів встановлювали, використовуючи лабораторний іономір І160-М з іонселективним електродом ЭМ-CL-01. Верхня межа солоного клину встановлювалась за мінералізацією води та вмістом хлорид-іонів, значення яких перевищували відповідно 1000 і 500 мг/дм<sup>3</sup>.

22 і 23 червня 2018 р. в протоці Рвач і в основному руслі Дніпра біля с. Дніпровське (13 км від гирла Рвача) спостерігався чітко виражений солоний клин. Завдяки більшій густині солонна вода рухалась по дну, а товщина шару води з підвищеним вмістом головних йонів (показник мінералізації) та хлорид-йонів зменшувалась вверх за течією. Різкий стрибок мінералізації води в протоці Рвач фіксувався на глибині 5,5 м, біля с. Дніпровського - на глибині 7,5 м. Максимальні значення мінералізації спостерігалися в придонних шарах і склали відповідно близько 4550 і 4280 мг/дм<sup>3</sup> (табл.). В період, що передував цим вимірюванням, переважав вітер південно-західного напрямку, який сприяє поширенню нагону з боку лиману. В подальшому (24 і 25 червня 2018 р.) на вказаних створах, так же як і в створі м. Херсон, стратифікація мінералізації води по глибині не спостерігалась. Лише відзначався підвищений вміст солей у воді Рвача – 800–900 мг/дм<sup>3</sup>.

Таблиця.

Максимальні значення мінералізації води і вмісту хлорид-йонів (перша цифра – поверхневий шар води, друга – придонний) у пониззі Дніпра у червні і вересні 2018 р.

Станція відбору	Місяць	Мінералізація, мг/дм <sup>3</sup>	Хлорид-йони, мг/дм <sup>3</sup>
с. Кізомис	червень	452–4550	37,9–2579
	вересень	1620–7020	642–3397
с. Дніпровське	червень	344–4280	35,0–2080
	вересень	780–4370	470–2189
Верхів'я рукава Бакай	вересень	1250–2270	593–969
м. Херсон	червень	239–249	12,2–12,4
	вересень	400–3560	74–1424

Під час другої експедиції нами встановлено, що солонна вода досягала м. Херсону. При цьому максимальна мінералізація біля дна склала 3560 мг/дм<sup>3</sup> (таблиця), але через декілька годин після початку попуску Каховської ГЕС вона знизилась до 1100 мг/дм<sup>3</sup> внаслідок витіснення солоного клину дніпровською водою. Максимальна за весь час наших спостережень мінералізація води в протоці Рвач склала 7020 мг/дм<sup>3</sup>. Верхня межа солоного клину у вересні біля с. Кізомис, с. Дніпровського, у верхів'ї рукава Бакай і біля м. Херсон знаходилась відповідно на глибинах 0,5, 4,0, 0,5 і 6,5 м, тобто вся товща рукавів Рвач і Бакай була охоплена солоним клином.

При надходженні солоної води відбувалось також зниження вмісту розчиненого кисню до 0,6–3,5 мг/дм<sup>3</sup> та зростання концентрації амонійного азоту і неорганічного фосфору в придонному шарі води до 1,360–1,696 мгN/дм<sup>3</sup> і 0,422–0,515 мгP/дм<sup>3</sup>. Ці дані свідчать про негативний вплив солоної води на гідробіоти та екосистему пониззя Дніпра, зокрема, 5–6 вересня 2018 р. спостерігався масовий замор риби в протоці Рвач.

Отже, отримані результати показали, що в сучасних умовах імовірність і масштаби проникнення солоного клину в пониззя Дніпра значно зросли порівняно з 60-80-ми роками минулого століття. Існуючі моделі розрахунку його параметрів необхідно уточнювати на основі емпіричних даних з урахуванням конкретних гідрометеорологічних умов.

УДК 551.468:504.4.054

Ю.П. Ільїн, Д.Ю. Ільїн, О.І. Ільїна, Д.О. Клебанов  
Український гідрометеорологічний інститут  
ДСНС України та НАН України, Київ, Україна

### ДОВГОТЕРМІНОВІ ЗМІНИ ГІДРОЛОГО-ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ ТА ПОКАЗНИКІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОД ПРИБЕРЕЖНИХ РАЙОНІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ

В рамках міжнародного проекту EMODNet Chemistry сформовані масиви даних гідролого-гідрохімічних зйомок, виконаних у 1992-2016 рр. морськими підрозділами української гідрометеорологічної служби по районах прибережної смуги Чорного моря (Одеса-порт, Сухий лиман та узмор'я порту Чорноморськ, Килійське гирло р. Дунай, Дніпровсько-Бузька гирлова область). Для кожного з районів моніторингу створені електронні таблиці, де міститься мета-інформація та дані усіх фізичних та хімічних показників, що вимірювалися. Виконано експертний контроль якості даних і поповнено базу метаданих щодо вказаних районів на сайті Sea Data Net. Дані спостережень у форматі Ocean Data View (ODV) завантажені на сервер УкрГМІ.

З метою побудови часових рядів фізичних та хімічних показників якості морської води у кожному з перерахованих районів обрані океанографічні станції, на яких виконувалися роботи протягом усього періоду 1992-2016 рр. і визначалося найбільше гідрологічних і гідрохімічних показників якості води прибережної смуги моря. Виконано попередній аналіз рядів засобами програми ODV та отримані стандартні статистичні оцінки довготривалої мінливості гідролого-гідрохімічної структури вод на поверхні і у придонних шарах морської води порту Одеса, вхідного каналу та узмор'я Сухого лиману, а також на поверхні моря біля гирлових водотоків дельти Дунаю. Для прикладу у табл. наведено результати для порту Одеса.

Таблиця.

Статистичні оцінки довготермінової мінливості показників якості поверхневих вод порту Одеса за 1992-2016 рр.

Показник	Серед. велич.	Станд. відхил.	Кільк. Проб	Коеф-ти лін. тренду		Коеф. корел.	Коеф. детерм.
				нахил	конст.		
Темп. води, °С	12,092	7,682	1492	0,147	0,144	0,129	0,017
Солоність,‰	14,086	2,848	1535	-0,135	15,46	-0,315	0,099
Розч. кисень, мл/л	6,616	1,472	1523	0,043	6,183	0,193	0,037
pH	8,474	0,217	1515	0,008	8,389	0,261	0,068
Лужність, ммоль/м <sup>3</sup>	3160,8	359,62	540	-17,07	3327,2	-0,321	0,103
Фосфати, ммоль/м <sup>3</sup>	0,984	0,602	565	-0,043	1,385	-0,492	0,242
Фосфор заг., ммоль/м <sup>3</sup>	2,132	1,679	567	-0,120	3,252	-0,492	0,242
Силікати, ммоль/м <sup>3</sup>	12,925	8,050	565	-0,304	15,76	-0,26	0,068
Нітриди, ммоль/м <sup>3</sup>	0,605	0,410	567	-0,037	0,947	-0,615	0,379
Нітрати, ммоль/м <sup>3</sup>	1,010	0,658	566	-0,048	1,549	-0,503	0,253
Амоній, ммоль/м <sup>3</sup>	8,223	5,223	565	-0,594	13,79	-0,782	0,612
Азот заг., ммоль/м <sup>3</sup>	14,247	9,041	565	-1,029	23,86	-0,784	0,615
Нафтопродукти, мг/м <sup>3</sup>	220,58	167,21	1414	-7,064	289,6	-0,278	0,077
Детергенти, мг/м <sup>3</sup>	223,15	171,01	556	-15,98	373,8	-0,645	0,416
Феноли (сума), мг/м <sup>3</sup>	7,012	4,007	558	-0,106	8,009	-0,182	0,033

УДК 551.46 (075.8)

Р.В. Гаврилюк  
*Одесский государственный экологический университет,  
Одесса, Украина*

## ЛЕДОВЫЕ ЯВЛЕНИЯ В ЧЕРНОМ И АЗОВСКОМ МОРЯХ И ИХ ПРОГНОЗ

Ледовый покров является одним из наиболее важных факторов, определяющих состояние поверхности моря. Исследование и прогнозирование его параметров представляет не только научный, но и большой практический интерес для морских отраслей хозяйства. Даже на частично замерзающих морях – Черном и Азовском – ледовая обстановка бывает довольно сложной и требует использования ледоколов. Учет фактических и прогностических ледовых условий существенно уменьшает риск плавания судов во льдах и оптимизирует использование ледоколов. Современные глобальные климатические изменения отразились на изменениях характерных показателей ледового режима в северо-западной части Черного моря и в Азовском море. Исследования показали, что за последние 30 лет в обоих морях повторяемость мягких зим увеличилась примерно на 15 %, а повторяемость умеренных и суровых зим уменьшилась на 4-6 % и 19-9 % соответственно [1, 2]. Произошли изменения и в сроках появления льда и очищения моря ото льда. На Азовском море лед появляется позднее на 4-7 суток, а очищение происходит раньше на 4-17 суток. В северо-западной части Черного моря ледообразование наблюдается позднее на 2-3 недели, а очищение ото льда на 1-2 недели раньше по сравнению с прошедшими годами. Уменьшилась также продолжительность ледового периода – в Азовском море на декаду, а в Черном море приблизительно на месяц. Все это определяет необходимость проверки и переосмысления методов прогноза ледовых явлений и разработки новых методов с учетом климатических изменений в Черном и Азовском морях [3].

В настоящее время в прогностической практике используются методы прогноза ледовых явлений, разработанные в 80-х годах 20-го века. В частности, для портов Черного и Азовского морей в [4] изложен метод среднесрочного прогноза (с заблаговременностью 10-15 суток) дат появления льда и очищения моря ото льда. Целью исследования была проверка метода по материалам наблюдений за последние годы.

Основная концепция метода среднесрочного прогноза даты появления льда состоит в том, что по прогнозу погоды на 7 суток можно определить дату перехода температуры воздуха через 0°C для соответствующего порта. Далее предполагается, что температура воды в день перехода температуры воздуха через 0°C в значительной степени определяется температурой воздуха за определенный предыдущий интервал времени. Оптимальный интервал, за который следует определять среднюю температуру воздуха, составляет 20 предыдущих суток. В основе метода среднесрочного прогноза даты очищения моря ото льда лежит учет максимальной за зиму толщины льда и даты устойчивого перехода температуры воздуха через 0 °C в сторону положительных значений.

Расчеты прогнозов выполнялись по материалам наблюдений на станциях Одесса (1984-2014 гг.), Николаев (1990-2010 гг.) и Мариуполь (1985-2017 гг.). Для трех станций сделаны расчеты дат появления льда, а даты очищения ото льда рассчитывались только для станций Николаев и Мариуполь. Для станции Одесса из-за отсутствия надежных данных о толщине льда такие расчеты не проводились. При оценке среднесрочных прогнозов дат осенних и весенних ледовых явлений в качестве допустимой ошибки, в соответствии с [5], принимается 5 суток. Результаты расчетов показали, что оправдываемость составленных прогнозов очень низкая, не превышает 30 % и не соответствует требованиям практики. Поэтому все прогностические уравнения были пересчитаны, заново найдены коэффициенты уравнений регрессии и по новым уравнениям рассчитывались прогнозы. В таблице приведены результаты прогнозов по пересчитанным уравнениям дат появления льда и дат

очищения ото льда на станциях Черного и Азовского морей, а также оправдываемость аналогичных прогнозов, составленных климатическим и инерционным методами.

Таблица

Оправдываемость (%) прогнозов по пересчитанным уравнениям дат появления и очищения ото льда на станциях Черного и Азовского морей, климатическим и инерционным методами

Станция, ледовая фаза	Оправдываемость (%) прогнозов по пересчитанным уравнениям (1), климатическим (2) и инерционным (3) методами		
	1	2	3
Мариуполь, дата появления льда	92	29	25
Мариуполь, дата очищения ото льда	76	33	10
Николаев, дата появления льда	94	50	27
Николаев, дата очищения ото льда	81	42	31
Одесса, дата появления льда	70	23	22

Полученные результаты позволяют сделать вывод, что модифицированные уравнения обеспечивают более высокую оправдываемость прогнозов дат появления льда и дат очищения ото льда на станциях северо-западной части Черного моря и в Азовском море по сравнению с уравнениями, представленными в [4]. Поэтому их можно рекомендовать для использования в практике обслуживания морских отраслей хозяйства Украины.

### Литература

1. Ильин Ю.П., Фомин В.В., Дьяков Н.Н., Горбач С.Б. Гидрометеорологические условия морей Украины // Том 1. Азовское море. – Севастополь, 2009. - 402 с.
2. Ильин Ю.П., Репетин Л.Н., Белокопытов В.Н., Горячкин Ю.Н., Дьяков Н.Н., Кубряков А.А., Станичный С.В. Гидрометеорологические условия морей Украины // Том 2. Черное море. – Севастополь, 2012. - 421 с.
3. Думанская И.О., Котилевская А.М. Оценка возможности использования прогностических методик XX века в современной практике ледового обслуживания мореплавания на неарктических морях России. *Труды Гидрометцентра России*. - 2009. - Вып. 343. - С. 61-79.
4. Руководство по морским гидрологическим прогнозам / под. ред. З.К. Абузярова. - СПб.: Гидрометеоиздат, 1994. - 526 с.
5. Наставление по службе прогнозов. Раздел 3. Часть 3. Служба морских гидрологических прогнозов. - Л.: Гидрометеоиздат, 1982. - 143 с.

УДК 556, 551.509

С.В. Иванов, И.Г. Рубан, Ю.С. Тучковенко  
*Одесский Государственный Экологический Университет,  
Одесса, Украина*

### **АТМОСФЕРНАЯ МОДЕЛЬ HARMONIE В СИСТЕМЕ ВОСПРОИЗВЕДЕНИЯ ЦИРКУЛЯЦИИ В ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНАХ МОРЯ**

При решении прикладных задач морского природопользования в прибрежных районах, таких как бухты, заливы, устьевые и вдольбереговые области, важно корректно воспроизводить мезомасштабные особенности циркуляции. Ветровое волнение, прибрежная динамика вод, изменчивость уровня моря, пространственная структура полей температуры и солености, включая вертикальную стратификацию, а также определяемые этими характеристиками распределения различных химико-биологических показателей качества морской среды в значительной мере зависят от циркуляционных свойств атмосферы над рассматриваемыми акваториями. Фактором, существенно ограничивающим детализацию пространственного и временного воспроизведения изменчивости гидрофизических характеристик в прибрежных районах, остается задание верхних граничных условий для исследуемой области моря.

Для решения такой задачи предлагается использовать конвективно-разрешающую атмосферную модель Harmonie, которая имеет адаптированные для южных регионов схемы параметризации физических процессов, позволяет задавать пространственное разрешение сетки до 1 км и обеспечивает вывод расчетных полей с дискретностью от минут до часа. Преимущества этой моделирующей системы перед другими существующими аналогами заключаются в следующем:

- модель Harmonie входит в единый комплекс с глобальной моделью ARPEGE/IFS на основе общего программного кода и передачи информации для начальных и граничных условий; это позволяет избежать дополнительной интерполяции полей и введения дополнительных ошибок уже на начальном этапе расчетов;
- принимает в обработку всю доступную информацию со всех сетей наблюдений, включая спутниковые, для получения наиболее объективного анализа;
- гибридная вертикальная система координат считается наиболее совершенной для воспроизведения атмосферных процессов одновременно, как в пограничном слое, так и в свободной атмосфере;
- разрешение горизонтальной сетки может задаваться в зависимости от решаемых задач и увеличиваться вплоть до 1 км, что дает возможность воспроизводить в явном виде конвективные процессы и мезомасштабные динамические процессы, в том числе, взаимодействие атмосферы с подстилающей поверхностью;
- пакеты параметризаций физических процессов (радиации, горизонтальной и вертикальной диффузии, генерации турбулентной кинетической энергии, взаимодействия со сложной орографией и береговой чертой, конвекции) считаются на сегодняшний день наиболее физически правдоподобными для воспроизведения атмосферных процессов;
- пакеты пост-процессинга позволяют в режиме реального времени расчетов (on-line) получать поля атмосферных величин на различных типах поверхностей и уровней в зависимости от решаемой задачи;
- возможность выполнять расчеты на суперкомпьютере Европейского Центра Среднесрочных Прогнозов Погоды (HPC ECMWF), что обеспечивает оперативность передачи информации и высокую скорость собственно модельных расчетов.

Численные эксперименты с целью демонстрации возможностей модели проводились над областью Черного моря размером 1000 x 900 км по долготе и широте, соответственно, с горизонтальным пространственным шагом расчетной сетки 1 км. Для проверки устойчивости расчетов была выбрана синоптическая ситуация 13 января 2018, когда над Черным морем

проходив холодний фронт, обумовлений взаємодією двох барических систем: області низкого тиску, протягнутої від Кавказького регіону через Малу Азію до Балкан, і обширної області високого тиску, простягаючоїся від Скандинавії до Північного Причорномор'я. При цьому, на метеостанції Одеса-порт були зафіксовані найвищі за зимній період швидкості вітру.

Результати моделювання показали, що використовувана конфігурація моделі здатна відтворювати як регіональні порушення в полі вітру над однорідною і гладкою морською підстилюючою поверхнею над відкритою частиною Чорного моря, так і мезомасштабні особливості динаміки атмосфери в прибережних районах (рис. 1). В першому випадку чітко прослідковується смуга послаблення вітру в східному потоці з підвітряної сторони Кримських гір, яка простягається на десятки кілометрів в відкрите море, при інтенсифікації потоку по обидві сторони від неї. Така структура зберігається в межах всього пограничного шару атмосфери. Во другому випадку перевага використання чисельних розрахунків за моделлю високої роздільності ще більш наочно видно в прибережних районах, де атмосферний потік взаємодіє з підстилюючою поверхнею на межі розділу суша-море з урахуванням рельєфу, термічних контрастів і інших особливостей. Наприклад, над акваторією Каркінітського затоки швидкість вітру змінюється від 7 до 12 м/с. Така ж змінюваність швидкості вітру спостерігається над значно меншою за розміром областю Дніпро-Бугського лиману. Крім того, вздовж берегової лінії Північного Причорномор'я з низькою рельєфом швидкість вітру змінюється більш ніж на 5 м/с на відстані в кілька кілометрів, а порушення в атмосферному потоці прослідковуються до висоти 500-600 м. На розрізі к берегової лінії в околицях гирливи Сухого лиману прослідковується вісь струйного потоку потужністю близько кілометра в верхній частині пограничного шару (рис. 2).

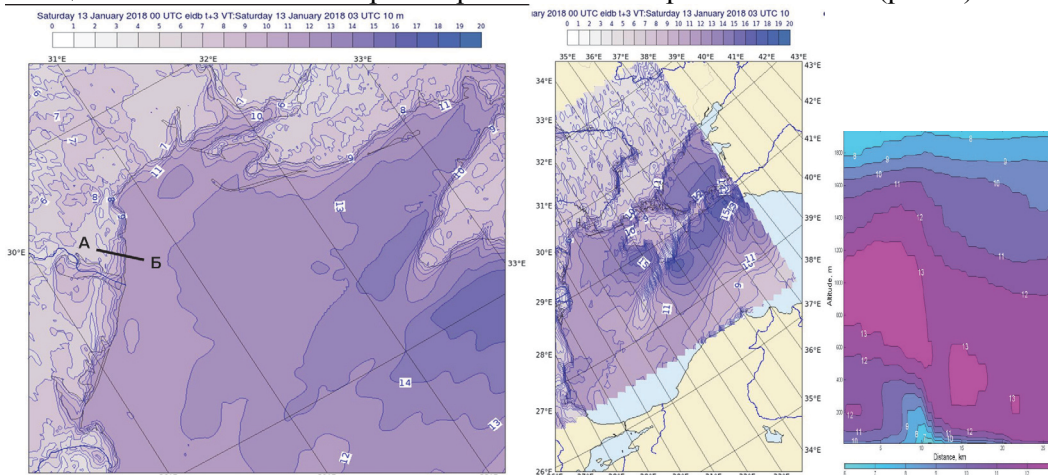


Рис. 1 Поле вітру (модуль швидкості) на рівні 10 м над Чорним морем з телескопізацією над північно-західною частиною за результатами вітру, м/с, по лінії АБ на рис.1 чисельного моделювання

**Висновок.** Чисельні експерименти по адаптації моделі Harmonie к прибережним акваторіям Чорного моря показали можливість відтворення тонких особливостей тривимірної атмосферної циркуляції вздовж берегової лінії, включаючи виділення струйного течення нижнього рівня, різкі термічні градієнти на межі розділу підстилюючих поверхонь різних типів і мезомасштабну змінюваність в полі приводного вітру в затоках. Останній фактор має особливе значення для чисельного моделювання динамічних процесів в морській середі, в тому числі, вздовжберегових течінь, транспорту наночастинок і розповсюдження забруднюючих речовин, так як верхні граничні умови для гідродинамічної моделі задаються з високим просторовим і часовим роздільністю, що вже на початковому етапі інтегрування моделі дозволяє враховувати мезомасштабні особливості поля вітру.

УДК 551.465.7:519.688

В.І. Осадчий, В.В. Фомін, Ю.П. Ільїн, І.В. Будає, В.М. Шпиг

*Український гідрометеорологічний інститут  
ДСНС України та НАН України, Київ, Україна*

## **ОПЕРАТИВНА СИСТЕМА ПРОГНОЗУ МОРСЬКОГО ХВИЛЮВАННЯ У ПРИБЕРЕЖНІЙ СМУЗІ АЗОВСЬКОГО ТА ЧОРНОГО МОРІВ**

В УкрГМІ, починаючи з 2008 року, регулярно проводяться розрахунки за різними версіями регіональної метеорологічної моделі WRF (Weather Research and Forecasting), яка є мезомасштабною чисельною прогностичною системою, розробленою як для застосування в оперативній практиці, так і для дослідження атмосферних процесів. Програмна архітектура моделі дозволяє проведення паралельних обчислень та передбачає подальше розширення системи. WRF має широкий спектр застосування для атмосферних процесів різних масштабів: від десятків метрів до тисяч кілометрів. Результати розрахунків публікуються на сайті УкрГМІ (розділ «Прогноз погоди») і використовуються для інформаційного забезпечення прогнозу погоди, а також для наукових та освітніх потреб.

На основі функціонуючого комплексу WRF створено систему прогнозу морського хвилювання шляхом адаптації для Азово-Чорноморського басейну моделі SWAN (Simulating WAVes Nearshore), яка представляє третє покоління моделей, що розробляються у Делфтському Технологічному Університеті (Нідерланди) [1]. Вона призначена для прогнозу параметрів хвиль (висота, напрям, період) переважно у прибережних водах та водоймах на суходолі. В УкрГМІ попередня версія моделі працювала з 2010 року в оперативному режимі з метою інформаційного забезпечення прогнозування небезпечних ситуацій в Азово-Чорноморському басейні (АЧБ) та окремо в Азовському морі (АМ).

З кінця 2017 року систему адаптовано для детального розрахунку прогностичних карт морського хвилювання Керченської протоки (КП) та Північно-західного шельфу (ПЗШ) Чорного моря, зокрема у районі Одеської затоки та Дніпровсько-Бузького лиману (ОДБ). З цією метою використовується технологія вкладених сіток. Головна розрахункова сітка покриває весь простір АЧБ з кроком 4,5 км. Вкладена сітка з кроком 1,5 км вміщує у собі АМ, ПЗШ. В районі ОДБ розрахунки виконуються на сітці з кроком 250 м, а в КП – 150 м.

Для забезпечення функціонування комплексу WRF-SWAN у цілому, взаємодії з веб-ресурсом <http://accuweather.org.ua/> та побудови карт використовуються програмні засоби, розроблені в УкрГМІ. Програмне забезпечення запускається 1 раз на добу о 10:45 за київським часом. Джерелом даних полів вітру та атмосферного тиску для моделі SWAN є результат прогнозу атмосферної моделі WRF. При безперервному завантаженні архіву файли вітру й тиску з однаковими датами заміщуються своїми новими версіями. Загальний час усіх розрахунків при прогнозі на три доби становить близько двох годин на обчислювальному сервері (на базі процесора Intel Xeon). Для відновлення розрахунків та захисту від збоїв використовується режим hot-start – через кожну добу модельного часу зберігаються необхідні для відновлення розрахунків поля.

Результати 3-денного прогнозу вітрового хвилювання публікуються на сайті УкрГМІ (розділ «Прогноз погоди/SWAN»). На даний час на сайті з тригодинною дискретністю відображаються висота значних хвиль, середній напрямок хвиль і середній період хвиль для усіх п'яти вказаних районів.

### **Література**

1. SWAN – Scientific and Technical documentation. SWAN Cycle III version 41.20, Delft University of Technology, Environmental Fluid Mechanics Section, 2017, 140 p. (Available from <http://www.swan.tudelft.nl>).

УДК 551.465

Ю.С. Тучковенко  
Одеський державний екологічний університет,  
Одеса, Україна

## РЕЗУЛЬТАТИ ІМІТАЦІЙНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ВІДГІННО-НАГІННИХ КОЛИВАНЬ РІВНЯ МОРЯ У ПОРТАХ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Відновлення функціонування сучасної системи оперативного прогнозу гідрологічних та гідрофізичних параметрів стану морського середовища української частини акваторії Азово-Чорноморського басейну, втраченої після виходу з під юрисдикції України кримських наукових установ, є актуальною задачею.

У переліку гідрологічних параметрів, що підлягають визначенню при прогнозуванні, перш за все слід відзначити рівень моря. Ініційовані штормовими вітрами відгінно-нагінні коливання рівня моря можуть призводити до катастрофічних наслідків на узбережжі і впливати на судноплавство. Зокрема, у разі штормових нагонів відбувається підтоплення прибережних територій, на яких розташовані портові, рекреаційні та оздоровчі об'єкти, гідротехнічні споруди, транспортні комунікації. Штормові відгони створюють загрозу безпеці мореплавства великотоннажних суден з осадкою більше 10 м в акваторіях портів та на підходах до них. Наприклад, оскільки акваторія п. Чорноморськ штучно поглиблена до 14 м, а великотоннажні судна мають осадку до 13,8 м, то запас глибини під кілем становить в підхідних каналах всього 0,20 м. Отже, при значному спаді рівня виникає реальна загроза посадки суден на донні ґрунти.

Наприкінці 1990-х років для оперативного прогнозу відгінно-нагінних коливань рівня моря у портах північно-західної частини Чорного моря в Гідрометцентрі Чорного та Азовського морів (ГМЦ ЧАМ) використовувалась авторська чисельна гідродинамічна модель заснована на вирішенні рівнянь теорії «мілкої води» у 2D наближенні, яка потім була втрачена. Зважаючи на те, що ця модель має спрощену відносно сучасних 3D моделей математичну структуру, спрямовану тільки на прогнози коливань рівня моря і, відповідно, потребує мінімальних комп'ютерних ресурсів для практичного застосування, було прийняте рішення про відновлення її застосування в ГМЦ ЧАМ, який не має доступу до потужних серверів для проведення прогностичних розрахунків.

За оновленою прогностичною схемою вищевказану модель пропонується використовувати з даними прогнозу вітру (на 10 діб з часовою дискретністю 1 година), отриманими за глобальною чисельною моделлю GFS (Global Forecast System), веб-сервіс якої знаходиться у США (National Operational Model Archive and Distribution System – NOMADS). Просторова деталізація прогностичних даних моделі GFS у горизонтальній площині становить  $0,25^\circ$  за широтою та довготою. Національна метеорологічна служба США надає безкоштовний доступ до прогностичних даних моделі GFS, тому їх використання є виправданим та перспективним.

При розрахунках акваторія північно-західної частини Чорного моря з морською границею, яку було проведено по  $45^\circ$  пвн.ш., апроксимувалась рівномірною горизонтальною розрахунковою сіткою з просторовим кроком 1000 м.

У першій серії чисельних експериментів з моделлю, яка виконувалась з метою адаптації моделі та перевірки її працездатності, задавались однорідні у просторі і стаціонарні у часі штормові вітрові умови. Було встановлено, що модель поводить себе стійко при стаціонарних вітрах різних напрямків швидкістю до 25 см/с при розрахунковому кроці у часі 10 сек. Розрахунок протягом 10 діб модельного часу виконується за 20 хвилин реального часу на стандартному персональному комп'ютері. Модельний час, протягом якого відбувається встановлення відхилень рівня моря при сталих штормових вітрах швидкістю 15 і 20  $\text{м}\cdot\text{с}^{-1}$ , дорівнює близько 30 годин. Аналіз результатів розрахунків для портів Чорноморськ, Одеса, Южний показав, що, наприклад, у разі штормового північного вітру

швидкістю  $20 \text{ м}\cdot\text{с}^{-1}$  максимальний відгін слід очікувати в районі порту Южний ( $-70\dots-85 \text{ см}$ ), а мінімальний – в районі порту Чорноморськ ( $-45\dots-60 \text{ см}$ ). При сталому південно-східному вітрі швидкістю  $20 \text{ м}\cdot\text{с}^{-1}$  підвищення рівня моря у портах Южний і Одеса складе  $70-90 \text{ см}$ . Наведені значення відповідають спостереженням.

З метою верифікації моделі у варіанті із засвоєнням даних ре-аналізу вітру за моделлю GFS, була виконана друга серія чисельних експериментів, в яких моделювались викликані вітром денівеляції рівня моря у портах Чорноморськ, Одеса, Южний в осінньо-зимовий період 2010 та 2016 рр. При розрахунках використовувались задані з дискретністю 3 години поля компонент швидкості вітру з просторовою роздільною здатністю  $0,5^\circ$  за широтою і довготою, які були зчитані в архіву ре-аналізу на веб-сервісі NOMADS. Отримані за результатами моделювання денівеляції порівнювались з їх значеннями, розрахованими за результатами спостережень на відповідних прибережних ГМС як різниця між спостереженою відміткою рівня моря та середнім декадним значенням. Результати наведені на рисунку.

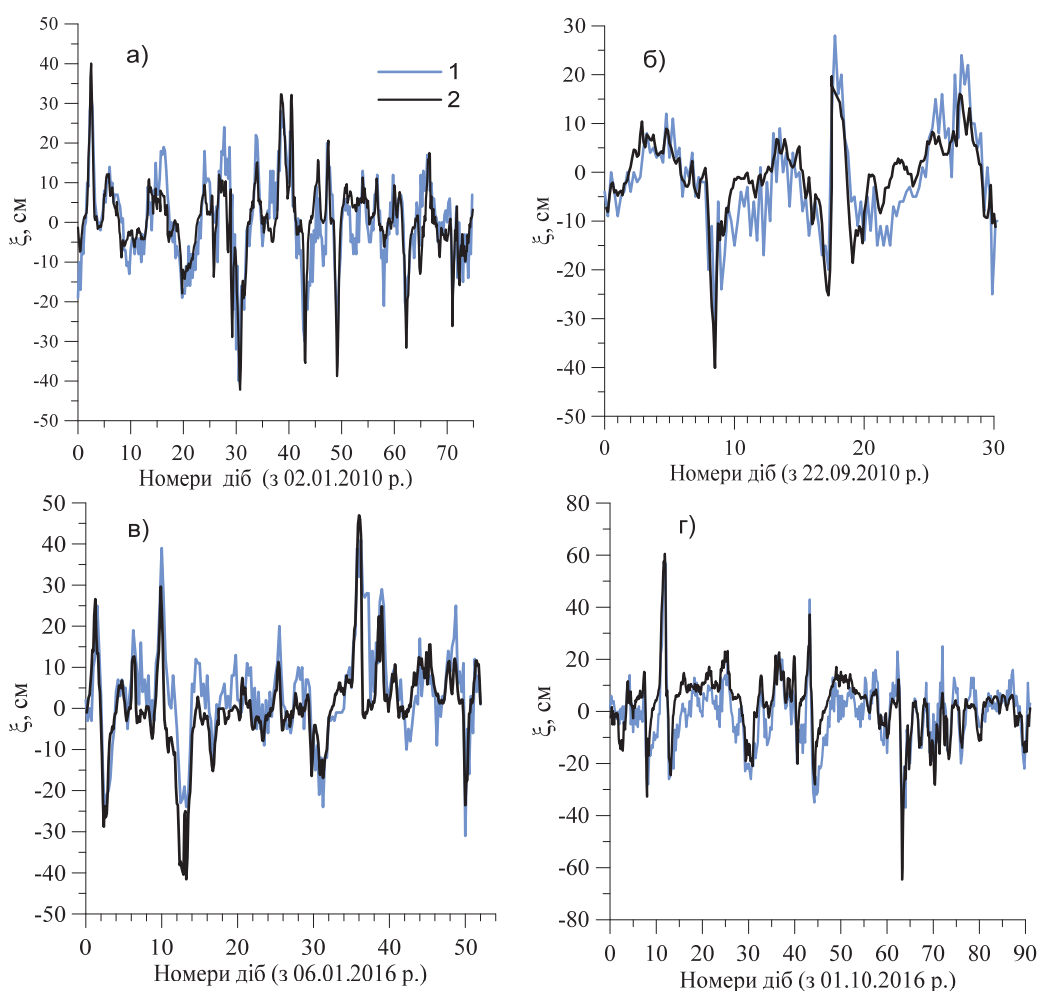


Рисунок – Часова мінливість спостережених (1) і розрахованих за моделлю (2) викликаних вітром денівеляцій рівня моря, см, у портах: а) Чорноморськ; б), в) Одеса; г) Южний

В цілому розрахунки показали, що використана гідродинамічна модель здатна правильно описувати мінливість рівня моря під впливом вітрової дії. Отримано задовільну відповідність модельних і спостережених кривих часового ходу викликаних вітром денівеляцій рівня моря на підходах до портів Одеського регіону.

УДК 551.465

Д. В. Кушнір<sup>1</sup>, Ю. С. Тучковенко<sup>1</sup>, Ю. І. Попов<sup>2</sup><sup>1</sup> Одеський державний екологічний університет, Одеса, Україна<sup>2</sup> Філія Одеський район Держгідрографії, Одеса, Україна

## ВЕРИФІКАЦІЯ КОМПЛЕКСУ ІНТЕГРОВАНИХ ЧИСЕЛЬНИХ МОДЕЛЕЙ ДЛЯ ПРОГНОЗУВАННЯ МІНЛИВОСТІ ГІДРОФІЗИЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК У ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ

В межах виконання науково-дослідної роботи за фінансуванням Міністерства освіти і науки України «Розробка складових національної системи морських прогнозів України» виконана адаптація до умов північно-західної частини Чорного моря та верифікація комплексу інтегрованих чисельних математичних моделей, який складається з сучасної європейської прогностичної гідродинамічної моделі Delft3D-FLOW та прогностичної спектральної моделі для розрахунку параметрів вітрового хвилювання SWAN (Simulating WAves Nearshore) [1, 2].

Програмні коди моделей Delft3D-FLOW та SWAN виконуються послідовно на одних і тих же криволінійних розрахункових сітках і використовують один набір ядер процесора комп'ютерної станції (або вузлів обчислювального кластера). При проведенні гідродинамічних розрахунків, модель Delft3D-FLOW розбиває завдання для його паралельного виконання на процесорних ядрах (вузлах) за допомогою програмного інтерфейсу MPI. Модель SWAN при розрахунках за замовчуванням виконує паралельні обчислення на всіх ядрах процесора відповідно до стандарту OpenMP. На кожному розрахунковому кроці спектральна модель SWAN отримує (через буфер обміну) розраховані за гідродинамічною моделлю поля течій і рівня моря для розрахунку параметрів трансформації вітрових хвиль, а гідродинамічна модель, в свою чергу, використовує розраховані за спектральною хвильовою моделлю параметри вітрового хвилювання (висоти, напрямок поширення хвиль) для подальших розрахунків рівня і течій.

При проведенні модельних розрахунків за інтегрованою 3D-моделлю течій, рівня і хвилювання використовувався метод телескопізації. Акваторія Азово-Чорноморського басейну покривалась базовою криволінійною розрахунковою сіткою, яка складалась з 31271 розрахункових осередків з перемінними розмірами: від 2,5 до 5 км. У середині базової розрахункової сітки були згенеровані вкладені розрахункові сітки з більшою деталізацією: в межах 1-1,5 км – для північно-західної частини Чорного моря (ПнЗЧМ) та 90-250 м – для акваторії Одеського району ПнЗЧМ, де розташовані морські порти «Чорноморськ», «Одеса», «Южний».

Верифікація вищевказаного комплексу чисельних математичних моделей проводилась для трьох різних часових періодів: 16.07.2016 – 25.07.2016 р.; 06.10.2016 – 18.10.2016 р.; 16.04.2017 – 26.04.2017 р. Для верифікації модельних розрахунків викликаних штормовими вітрами денівеляцій рівня моря використовувались архівні дані спостережень, виконаних на морських гідрометеорологічних станціях «Чорноморськ», «Одеса-порт», «Південний». Верифікація модельованих характеристик вітрового хвилювання, а також швидкості і напряму морських течій виконувалась на підставі результатів спостережень в обрані періоди часу на гідрометеорологічному буї SW Midi-185 (виробництва Fugro OCEANOR, Норвегія), стаціонарно встановленому в акваторії Одеської затоки ДУ «Держгідрографія».

В якості вхідних даних для вищевказаних періодів моделювання на верхній (з атмосферою) відкритій межі розрахункової області задавались змінні у просторі і часі значення зональної та меридіональної компонент швидкості вітру, атмосферного тиску з часовою дискретністю 3 години і просторовою деталізацією в 0,25° градусів, зчитані з архіву прогнозів глобальної спектральної прогностичної моделі GFS (Global Forecasting System) Національних центрів з прогнозування навколишнього середовища NCEP (National Centers for Environmental Predictions) США. Ця інформація отримується через веб-сервіс

NOMADS (National Operational Model Archive and Distribution System) шляхом автоматичного завантаження із використанням доступу через Інтернет до спеціалізованих веб-ресурсів та FTP-серверів метеорологічного призначення. Порівняльний аналіз прогностичних даних щодо швидкості і напрямку вітру за моделлю GFS з даними автоматизованих спостережень за вітром на гідрометеорологічному буї у відповідні періоди часу дозволив виявити високу ступінь їх відповідності.

При розрахунках часовий крок рішення рівнянь моделі Delft3D-FLOW складав 30 с, а моделі SWAN – 600 с. Кутова деталізація в моделі SWAN дорівнювала  $10^\circ$ . Для частотної координати застосовувалась сітка з 24 вузлами в діапазоні частот 0,05-1,0 Гц.

Отримані в результаті верифікації результати (як приклад – рис.) свідчать, що комплекс інтегрованих чисельних математичних моделей Delft3D-FLOW – SWAN може бути застосований в системі оперативного прогнозу мінливості гідрологічних і гідрофізичних параметрів стану морського середовища української частини акваторії Азово-Чорноморського басейну із засвоєнням прогностичної метеорологічної інформації за глобальною атмосферною моделлю GFS.

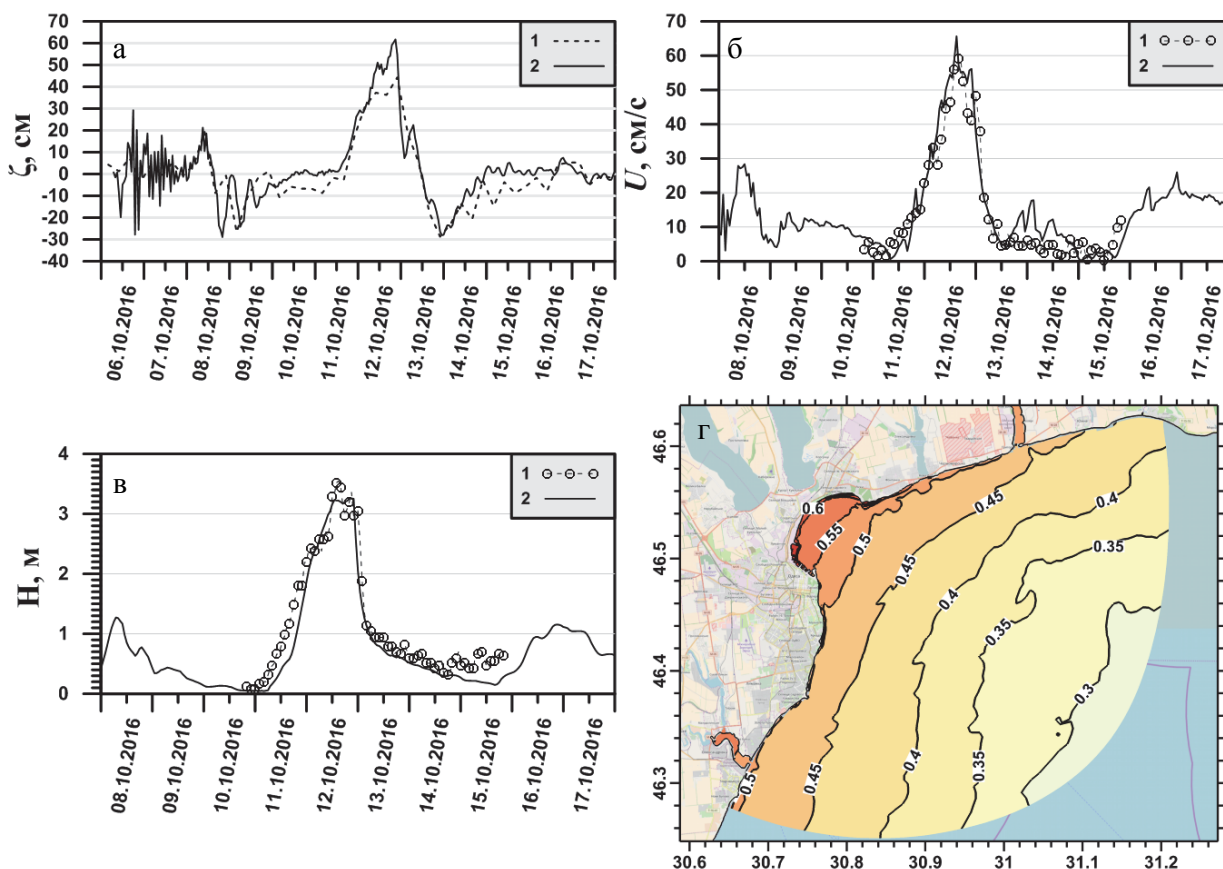


Рисунок – Часова мінливість спостережених (1) та розрахованих за моделлю (2) викликаних вітром денівеляцій рівня моря, см, в порту Одеса (а); дрейфових течій, см/с, (б) та висот хвиль, м, (в) в місці розташування гідрометеорологічного буя. Поле змодельованих денівеляцій рівня моря, м, в момент часу 12:00 12.10.2016 р. (г)

### Література

1. Deltares, 2017. Delft3D-FLOW – Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments – User Manual, Hydro-Morphodynamics, version 3.15, revision 53790. Deltares systems, Delft, the Netherlands. 708 pp.
2. SWAN User Manual, 2017. SWAN Cycle III version 41.10 User Manual. Delft University of Technology, Delft, The Netherlands, 141 pp.

УДК 556+519.62+551.468

А.А. Гуржий<sup>1</sup>, В.И. Осадчий<sup>2</sup>, О.И. Кордас<sup>3</sup>, Е.И. Никифорович<sup>4</sup>, Д.И. Черний<sup>5</sup><sup>1</sup>*Национальный технический университет Украины  
“КПИ им. Игоря Сикорского”, Киев, Украина,*<sup>2</sup>*Украинский гидрометеорологический институт ГСЧС Украины  
и НАН Украины, Киев, Украина*<sup>3</sup>*Королевский технологический институт, Стокгольм, Швеция,*<sup>4</sup>*Институт гидромеханики НАН Украины, Киев, Украина,*<sup>5</sup>*Киевский национальный университет им. Тараса Шевченко, Киев, Украина.*

### **ПРОГНОЗИРОВАНИЕ РАСПОСТРАНЕНИЯ ПАССИВНЫХ ПРИМЕСЕЙ В УСТЬЕВЫХ ЭКОСИСТЕМАХ НА ОСНОВЕ МЕТОДА ЛАГРАНЖА**

Нефть и продукты ее переработки при аварийном поступлении на водосборную площадь, а также непосредственно в реки, водохранилища, лиманы и на морские акватории, представляют угрозу для нормального функционирования водных экосистем. Разветвленная сеть нефтепроводов в различных регионах Украины является потенциальным источником такого загрязнения. Кроме этого, использование днепровской водной системы для перевозки грузов в настоящее время, а также их резкое увеличение в недалекой перспективе, в том числе с использованием сухогрузов типа “река-море”, также увеличивает вероятность аварий с поступлением углеводородов в речные воды. На р. Днепр расположены крупные города Украины (Киев, Черкассы, Каменское, Днепр, Запорожье, Херсон), каждый из которых имеет речные порты грузового и пассажирского назначения, что также не исключает вероятности аварийных разливов нефти и продуктов ее переработки.

Поэтому весьма актуальным в настоящее время является разработка численно-аналитических моделей распространения примесей в речных системах со сложной орографией береговых линий и с учетом пространственно-временной изменчивости гидрометеорологических параметров. Особенностью таких моделей должна быть возможность их использования в реальном масштабе времени с применением персональных компьютеров небольшой мощности и их адаптации в существующие системы наблюдений и принятия решений.

В работе рассмотрена задача о двухмерной адвекции пассивной примеси поверхностными течениями в устьевых речных системах со сложной геометрией береговой линии и с учетом ветровой нагрузки. Численное решение задачи основано на методе дискретных особенностей, адаптированном к задачам адвекции жидкости. В качестве примера составления прогноза эволюции поверхностного загрязнения рассмотрен случай распространения возможного загрязнения в устье р. Днепр. В этом регионе расположены несколько городов с крупными портами (Херсон, Очаков и др.) и несколько промышленных предприятий, деятельность которых может привести к появлению загрязнения на речной поверхности.

В рассматриваемой модели движение отдельной жидкой частицы (маркер) описывается в лагранжевом представлении системой обыкновенных дифференциальных уравнений первого порядка (задача Коши) с соответствующими начальными условиями. Система маркеров, расставленная в начальный момент на границе загрязнения, позволяет описать эволюцию границы с течением времени на расчетной области. В процессе адвекции жидкости граница области может сжиматься и растягиваться, поэтому в модели предусмотрена процедура сокращения и добавления необходимого количества маркеров на границе выделенной жидкости, которая выполнена на основе интерполяционных формул Лагранжа по схеме Эйткена третьего порядка.

Исследования показали, что сложная геометрия Днепровско-Бугского лимана и умеренный ветер различного направления существенно меняют распределение поля функции тока по сравнению с течением при отсутствии ветра. Показано, что течение в лимане обладает сепаратриссой, которая разделяет движение вод р. Днепр и р. Южный Буг. Положение сепаратриссы в значительной степени зависит от направления ветра. Показано, что для западного ветра она может заходить даже в устье р. Южный Буг, а для северного ветра сепаратрисса приближается к устью р. Днепр. Установлено, что сложная геометрия прохода вод лимана в Черное море около Кинбурнской косы и действие ветра способствуют формированию циркуляционных зон. При северном ветре она образуется на восточном побережье Кинбурнской косы, а при южном направлении ветра циркуляционная зона образуется около береговой линии континентальной Украины.

Изменение структуры поля функции тока поверхностного течения Днепровско-Бугского лимана под действием ветра приводит к заметным изменениям в смещении загрязнения для рассматриваемого течения по сравнению со случаем отсутствия ветра. В стационарной задаче (штилевая погода) поверхностное загрязнение движется вдоль линий тока равного значения. Скорости движения жидких частиц зависят от геометрии лимана, поэтому граница загрязнения вытягивается в западном направлении, однако траектория загрязнения можно считать вполне предсказуемой по распределению линий равного уровня функции тока течения.

В нестационарной задаче, связанной с изменением направления и скорости ветра, распространение пятна становится сложным. Часть загрязнения может существенно снизить собственную скорость, попав в область с циркуляционным движением. Это, в свою очередь приводит к тому, что часть загрязнения достигает побережья лимана. Смена направления ветра может привести к заметному смещению выделенной жидкости в поперечном направлении лимана. Другими словами, действие ветра существенно увеличивает площадь загрязнения акватории Днепровско-Бугского лимана.

Предлагаемая математическая модель не требует больших ресурсов и высокой производительности вычислительных средств и может быть реализована на персональном компьютере умеренной мощности. В частности, решение задачи адвекции, описывающей финальные этапы эволюции пятна поверхностного загрязнения в Днепровско-Бугском лимане под влиянием ветра в течении трех суток потребовала порядка двух часов на процессоре Pentium(R) Dual-Core CPU E5700, 3.0 GHz.

УДК 504.453.054

О.В. Войцехович<sup>1</sup>, Г.В. Лаптев<sup>1</sup>, С.М. Обрізан<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Український гідрометеорологічний інститут ДСНС і НАНУ, Київ, Україна

<sup>2</sup>Державне спеціалізоване підприємство «Екоцентр», Чорнобиль, Україна

## КОНЦЕПЦІЯ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ОБ'ЄКТАМИ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС НА СУЧАСНОМУ ЕТАПІ

Управлінню водними об'єктами зони відчуження ЧАЕС традиційно приділяється суттєва увага. Протягом багатьох років, що минули після аварії на ЧАЕС 1986 р., регулювання рівнів і витрат води у малих річках і меліоративних системах зони відчуження здійснювали переважно з метою зменшення стоку радіонуклідів у р. Прип'ять. Для цього були розроблені певні правила і регламенти роботи гідротехнічних споруд, наприклад, у «Схемі водоохоронних заходів...» (Укрводпроект, 1993), які коригувалися протягом останніх 10 років, але принципово не змінювалися до сучасного часу.

На даний час у межах території зони відчуження розташовано 27 меліоративних систем, більшість із яких були збудовані більше 40 років тому, але в експлуатації із них перебувають тільки п'ять. Загальна довжина магістральних каналів складає біля 160 км, більшість із яких (70-80%) потребує розчищення. На балансі оператора водоохоронних і гідротехнічних об'єктів перебуває 109 споруд (в т.ч. дамби, водо-регулюючі споруди, канали, насосні станції, водойми пожежного призначення, тощо), більше половини із них не експлуатуються або вийшли із ладу.

За оцінками експертів сучасна здатність системи водоохоронних споруд регулювати рівні і витрати води в каналах з метою керованого підтоплення або дренажу забруднених територій у зоні відчуження ЧАЕС в цілому є дуже обмеженою, натомість підтримка їх роботи і утримання вимагають суттєвого фінансування. Тому, перегляд існуючих регламентів в управлінні гідрологічним режимом водних об'єктів також є доцільним для оптимізації необхідних коштів, які щорічно витрачаються на обслуговування гідротехнічних споруд і водоохоронних заходів, що на даний час вже виконали свою функцію зменшення радіоактивних стоків із зони ЧАЕС в дніпровську водну систему.

З іншого боку, водозбірні території, водойми і малі річки зони відчуження характеризуються дуже високими рівнями радіоактивного забруднення. Деякі водозбірні території трансформовано у водно-болотні угіддя, а тому вони перетворилися на довготривалі джерела, хоч і незначного, але хронічного забруднення річок. Так, дані про забруднення вод р. Сахан показали, що вміст об'ємних концентрацій  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  за останні більше ніж 20 років суттєво не знижуються і спостерігаються на рівні 100-200 Бк/м<sup>3</sup> і 500-3500 Бк/м<sup>3</sup>, відповідно. Натомість, загальна величина стоку цих радіонуклідів із водами малих річок і меліоративних каналів у р. Прип'ять є невисокою. Загальний внесок водного стоку  $^{137}\text{Cs}$  з водами р. Сахан у дніпровську водну систему за останні роки порівняно із його загальним виносом з водами річок Прип'ять і Дніпро у Київське водосховище оцінено величинами на рівні 1% і менше, а порівняно із стоком  $^{90}\text{Sr}$  – лише від 2 до 5%. Подібні процеси спостерігаються і на інших малих водотоках зони відчуження. Тому заходи із відновлення регулювання стоку води тільки з метою контролю стоку радіонуклідів із заболочених водозборів малих річок зони відчуження і меліоративних систем в р. Прип'ять не можна визнати обґрунтованими. Основним заходом інституціонального контролю на даному пізньому після-аварійному етапі для більшості малих річок зони відчуження має залишатися оптимальна система гідрометричних спостережень за рівнями води, а більшість гідротехнічних споруд доцільно утримувати у законсервованому стані.

Регулювання рівнів води гідротехнічними засобами може бути доцільним продовжувати лише на деяких меліоративних системах з метою підтримки певного рівня вологості прилеглих до каналів торфовищ для попередження і дотримання пожежної небезпеки у зоні відчуження. Регулювання водного режиму водно-болотних систем є доцільним для дотримання певних вимог збереження водних екосистем на територіях у статусі біосферного заповідника.

Іншим аспектом, що має бути розглянуто на етапі розробки нової концепції, мають бути нові гідрогеологічні умови, що склалися навколо зони впливу колишньої водойми-охолоджувача (ВО) ЧАЕС. Виведення ВО із експлуатації і зниження рівнів води в ньому від нормально підпірних (НПР) на 5-6 метрів в сучасних умовах призвело до суттєвого зниження рівнів підземних вод і до зменшення загальних площ підтоплення у ближній зоні ЧАЕС. Зокрема, знизилися рівні підземних вод у районах розташування деяких ПТЛРВ (пунктів тимчасової локалізації радіоактивних відходів), таких як траншеї «Рудий ліс», Копачі, «Підлісний» та на інших ділянках і озерах, що розташовані поруч із ВО. Зниження рівнів води в оз. Азбучин протягом 2016-2018 рр. призвело до суттєвого зростання рівнів забруднення води, де вміст стронцію-90 підвищився на порядок (з 20-40 Бк/л до 150-300 Бк/л). Подібні тенденції забруднення вод спостерігаються і в інших водоймах ближньої зони відчуження ЧАЕС. Причини таких наслідків мають бути з'ясовані і враховуватися на наступних етапах водоохоронної діяльності у зоні відчуження ЧАЕС.

Загальні тенденції і ефекти зниження рівнів підземних вод, що формували підтоплення ПТЛРВ, із випуском вод водойми-охолоджувача ЧАЕС є позитивними. Натомість кількісні оцінки впливу нових гідрогеологічних умов, що склалися у ближній зоні відчуження на даний час, мають бути враховані, розглядаючи заходи протипожежної небезпеки, а також оптимальні умови збереження водно-болотних угідь правобережної зони відчуження навколо зони розташування ВО ЧАЕС. Таким чином, умови формування радіоактивного забруднення вод у зоні відчуження ЧАЕС суттєво змінилися, тому основні цілі і завдання щодо управління поверхневим стоком тут також потребують перегляду, в тому числі з урахуванням перетворення її на біосферний заповідник.

На підставі аналізу багаторічних даних спостережень за гідрологічним режимом і забрудненням вод у доповіді надаються обґрунтування основних концептуальних поглядів щодо регулювання рівнів і витрат води у малих річках і каналах меліоративних систем зони відчуження, а також оцінки щодо розвитку процесів формування забруднення поверхневих і підземних вод. Основні засади нової концепції полягають у наступному.

- Сучасна стратегія управління водними ресурсами має враховувати заходи довгострокової стратегії управління природними ресурсами спрямовані на відновлення безпеки і управління Чорнобильською зоною відчуження в цілому.
- Оцінка інвентаризації та ідентифікація фактичного стану та можливого використання існуючих гідротехнічних об'єктів, а також всебічний аналіз стратегій управління гідрологічним режимом і можливих наслідків для формування радіоактивного забруднення водних об'єктів мають бути покладені в основу розробки Плану дій щодо оптимізації водоохоронної діяльності, в тому числі для вирішення стратегії виведення гідротехнічних споруд у зоні відчуження із експлуатації (демонтажу або консервації).
- Проблеми регулювання вологості торф'яників з метою протипожежних заходів, а також дотримання вимог щодо охорони водних екосистем зони відчуження ЧАЕС у статусі державного біосферного заповідника, мають розглядатися у якості домінуючих стратегій.
- Мають бути визначені водні об'єкти із особливим режимом або умовами радіоактивного забруднення, що потребують особливої уваги і особливого статусу.
- Довготривала стратегія поводження із меліоративними землями на кордонах зони відчуження має враховувати довгострокову стратегію реабілітації постраждалих районів, в тому числі можливе відновлення певних видів землекористування, що потребують відновлення меліоративних заходів.

УДК: 502:504:550.424.4

Д.О. Бугай, Ю.І.Кубко, О.С.Скальський

*Інститут геологічних наук НАНУ України, Київ, Україна*

**РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ  
ЧАЕС: - СУЧАСНИЙ СТАН, РАДІОЛОГІЧНІ РИЗИКИ І АКТУАЛЬНІ ПИТАННЯ  
ПЕРСПЕКТИВНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ.**

Доповідь присвячена проблемам радіоактивного забруднення підземних вод у зоні відчуження ЧАЕС. Виконано огляд геологічної будови і гідрогеологічних умов. Обговорюється система моніторингу підземних вод, що експлуатується ДП «Екоцентр», надаються рекомендації щодо її удосконалення. Виконано огляд сучасного стану і трендів зміни у часі вмісту радіонуклідів у підземних водах. Побудовано карту радіоактивного забруднення підземних вод у ближній зоні ЧАЕС за даними різних організацій (ДП «Екоцентр», ІГН, ЧАЕС, ІПБ АЕС). Надається огляд досліджень з оцінки ризиків від радіоактивного забруднення підземних вод в ЧЗВ (внаслідок надходження радіоактивних вод в річкову мережу; для сценарію гіпотетичного проживання в ЧЗВ). Обговорюються актуальні на сучасному етапі проблеми і напрямки досліджень радіоактивного забруднення підземних вод у зоні відчуження ЧАЕС.

Зокрема, показано, що найбільш значущими для забруднення підземних вод є такі радіонукліди чорнобильського походження як;  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$ , які мають різні властивості щодо можливості транспортування з підземними водами і характеризуються різною здатністю до адсорбції ґрунтами геологічного середовища за показниками  $K_d$  (коефіцієнту розподілу) від 1-20 для стронцію-90, 20-300 для ізотопів цезію-137, 100-1000 для плутонію і 200-3000 для америцію.

Розглядаються основні методичні здобутки щодо необхідного розвитку спостережницької мережі свердловин в умовах значного радіоактивного забруднення. Показано, що рівні підземних вод в залежності від місця спостережень і віддаленості від основних джерел формування їх забруднення характеризуються суттєвої неоднорідністю. Найбільш високі рівні забруднення підземних вод спостерігаються у ближній 10 км зоні відчуження навколо ЧАЕС.

Типові рівні забруднення радіонуклідами підземних вод у зоні відчуження визначено: для  $^{90}\text{Sr}$  в діапазоні  $n \cdot 10 \dots 100$  –  $n \cdot 0.1$  Бк/л; для  $^{137}\text{Cs}$  -  $n \cdot 0.1$  -  $0.01$  Бк/л і менше; для  $^{239,240}\text{Pu}$  на рівні  $n \cdot 0.001$  Бк/л і менше.

Основними локальними джерелами забруднення підземних вод у зоні відчуження ЧАЕС визначено радіоактивні матеріали, що розташовані у зруйнованому реакторі №4 ЧАЕС; пункти тимчасової локалізації радіоактивних відходів, такі як: «Рудий ліс», Будбаза, Нафтобаза, Підлісний 3-черга ЧАЕС; фільтрація вод із каналів і колишньої водойми охолоджувача ЧАЕС; підтоплені землі меліоративних систем у ближній зоні забруднення, а також у зонах впливу найбільш забруднених озер, таких як озеро Азбучин, оз. Глибоке та деякі інші.

Надаються оцінки потоків і виносу радіонуклідів з підземними водами у р. Прип'ять у межах ближньої зони відчуження. Показано, що максимальна кількість стронцію-90 (як найбільш мобільного із радіонуклідів), що може бути винесено за межі зони відчуження ЧАЕС, оцінено до 0,1 ТБк/на рік або не більше 0,02% від загальної кількості радіонуклідів на водозборах зони відчуження. Показано, що геологічне середовище у зоні відчуження ЧАЕС не може відігравати суттєву роль у якості бар'єру на шляху винесення радіонуклідів у р. Прип'ять.

Для певних визначених сценаріїв гіпотетичного використання вод надаються оцінки ризиків опромінення. Показано, що радіологічні ризики від забруднення підземних вод у зоні відчуження для населення (гіпотетичні) є досить низькими за умов, що на цій території будуть зберігатися заходи заборони на водокористування із забруднених джерел поверхневих і підземних вод.

УДК 504.453.054

В.В.Канівець, Г.А.Деркач, Г.В.Лісовий, Д.В.Кожем'якін  
*Український гідрометеорологічний інститут  
ДСНС і НАНУ, Київ, Україна*

## **ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ТРАНСФОРМАЦІЇ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС НА ПОЧАТКОВОМУ ЕТАПІ ВИВЕДЕННЯ ЙОГО ІЗ ЕКСПЛУАТАЦІЇ**

Осушення водойми-охолоджувача ЧАЕС (ВО) розпочалося в середині травня 2014 р. після зупинення насосної станції, яка підживлювала ВО водою з р. Прип'ять. У липні 2015 р., після виходу на денну поверхню залишків огорожувальної дамби 1-ї черги, водойма розділилася на три окремі частини (сектори), в кожній з яких почав формуватися свій режим радіоактивного забруднення води. За чотири роки рівень води знизився на 500 см, темпи зниження рівня води відповідають сценарію, який було прогнозовано фахівцями ІГН НАНУ. Загалом на початок 2018 р. об'єм води у ВО втратив 70% води, а 40% дна вийшло на денну поверхню.

Макроіонний склад води від початку осушення ВО, практично, не змінився – вміст головних іонів коливався у звичайному діапазоні. Проте, намітилися незначні тренди зміни деяких показників якості води. На глибоководних ділянках ВО водна маса з весни 2018 р. стала виразно стратифікованою за величиною водневого показника, за концентрацією амонійного азоту. Цілком очевидним стало значне загальне зменшення вмісту кисню у воді. Киснева ситуація в улітку 2018 взагалі була аномальною. Не виключено, що через багаторазове і швидке зменшення об'єму води у ВО почав діяти так званий ефект «надлишкової біомаси», коли нестача кисню на розклад відмерлої органіки (залишків гідробіонтів) призводить до погіршення санітарного стану ВО (поява сірководню нижче термоклин, зростання концентрацій амонію у воді).

Ймовірно, дефіцит кисню і значна киснева вертикальна стратифікація призвели до загального зростання концентрацій амонійного азоту у водній товщі і посилення його зворотної вертикальної стратифікації, що, в свою чергу призводить до посилення дифузійного потоку  $^{137}\text{Cs}$  із донних відкладів у водну товщу

Від початку осушення ВО до березня 2018 р. концентрації активності  $^{90}\text{Sr}$  в західному та північному секторах зросли майже у 5 разів, у південному секторі – усього на 25-30%. Причина зростання – надходження у залишкові водойми додаткової кількості  $^{90}\text{Sr}$  через змив обмінних форм цього радіонукліду з оголених ділянок дна. Дифузійний потік  $^{90}\text{Sr}$  з дна у водну товщу практично відсутній через дуже низький рівень обмінної форми цього радіонукліду у донних відкладах.

Кількість обмінного  $^{137}\text{Cs}$  у мулових відкладах становить 2-3%, цього достатньо, щоб існував постійний дифузійний потік цього радіонукліду із донних відкладів у водну товщу. Цей потік значно посилюється наприкінці літа через сезонне зростання концентрацій амонію у поровому розчині донних відкладів.

Проте, суттєвого загального зростання активності розчиненого  $^{137}\text{Cs}$  у водній товщі ВО поки що не відбувається через періодичне вітро-хвильове скаламучування донних відкладів на мілководних ділянках, перенесення мінеральних часток на основну акваторію, де вони сорбують розчинений  $^{137}\text{Cs}$  і, осідаючи на дно, виводять його з водної товщі.

Зростання вмісту розчиненого  $^{137}\text{Cs}$  слід очікувати після зниження рівня води до відмітки 104,8 м БС – коли прилеглі мілководні ділянки обсохнуть, винесення твердих часток з цих ділянок припиниться, мутність води в залишкових озерах знизиться, рівноважні фізико-хімічні умови встановляться.

УДК 528.854: 556.55(477)+ 504.453.054

Г.В Лісовий<sup>1</sup>, О.Ю Сирота<sup>2</sup>, Г.В Лаптев<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Український гідрометеорологічний інститут ДСНС і НАНУ, Київ, Україна  
<sup>2</sup>Державне агентство України з управління зоною відчуження, Київ, Україна

## ДОСВІД ВИКОРИСТАННЯ ДРОНІВ ТА СУПУТНИКОВИХ ЗНІМКІВ ДЛЯ ВИВЧЕННЯ ДИНАМІКИ ТРАНСФОРМАЦІЇ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС

Для аналізу ландшафтних трансформацій, особливо для важкодоступних територій і водних об'єктів, сучасні методи досліджень передбачають використання малих безпілотних літальних апаратів (дрони) та даних аеро- та супутникових знімків середньої та високої роздільної здатності, які дозволяють отримувати значний масив просторової інформації необхідної для візуального аналізу стану і динамічних процесів, що відбуваються на земній поверхні, в тому числі – у водних об'єктах.

Отримані знімки водної поверхні і водно-болотних ландшафтів у різні проміжки часу із подальшим дешифруванням надають оперативну інформацію, що дозволяє не тільки спостерігати за природними змінами водного об'єкту, але і виконувати параметризацію моделей трансформації водної екосистеми, і на основі моделювання своєчасно приймати рішення щодо впровадження певних заходів у разі розвитку негативних процесів.

Робота, результати якої розглядаються у доповіді, присвячена аналізу динаміки трансформації ландшафту і евтрофікації територій водної системи водойми-охолоджувача ЧАЕС внаслідок падіння рівня води, в результаті чого водойма перетворюється у нову озерну і водно-болотну систему. Падіння рівнів води у водоймі за рахунок фільтрації вод у р. Прип'ять і випаровування з поверхні розпочалося після припинення підкачування води насосною станцією у 2014 р. На 2018 р. рівні води у водоймі зменшилися майже на 6 м. Відповідно, цілісна водойма почала перетворюватись на групу малих водних об'єктів водно-болотної системи, осушені ділянки якої активно заростають рогозом, вербою та іншою водно-болотної рослинністю.

Враховуючи високий рівень забруднення дна водойми радіоактивними частками аварійного походження, що сформувалися в результаті аварії на ЧАЕС 1986 р., в проекті заходів, щодо випуску вод, було передбачено здійснювати контроль динаміки зниження рівнів води з тим, щоб утримувати оптимальний режим вологості ґрунту осушених територій і, таким чином, сприяти процесам заростання осушеного дна. Спостерігати за розвитком таких процесів у часі можна було тільки, використовуючи дистанційні засоби фіксації стану водної поверхні і осушених територій, а також, застосовуючи відповідні математичні методи і програмні засоби обробки просторової інформації.

Використовуючи програмований політ чи ручне управління дроном, можна отримати масив фотознімків чи відео-фрагменти необхідної роздільної здатності із покриттям території, для якої виконуються дослідження. За допомогою спеціалізованих програмних продуктів (наприклад, AgisoftPhotoScan або Pix4D) обробка фотографічних зображень дозволяє отримати відповідну модель поверхні рельєфу (DEM – digital elevation model), 3D модель об'єкту чи споруди або їх орто-фото плани (ortho mosaic photo).

В роботі використовувалися дані зйомки поверхні водойми-охолоджувача на площі більше 22 км<sup>2</sup>, яку було виконано у вересні 2016 році. Загальний об'єм фотознімків налічував майже 300 одиниць, математична обробка яких дозволила побудувати реалістичну DEM - модель рельєфу осушеного дна водойми і значно поліпшити рівень деталізації знімків території, що зазнала осушення. Використовуючи контури нових островів, були внесені необхідні корективи в батиметричні карти, а ландшафтний аналіз самих островів дозволив відслідковувати темпи заростання водойм і прилеглих до них осушених територій.

Крім даних картографування на основі фотографічних знімків з дрону використовувалися також можливості знімальних апаратів вузького і широкого спектру

зйомок, що дозволяли розпізнавати характеристики вологості і особливості заростання дна водойми рослинністю.

Отримані дані щодо ландшафту поверхні нової водної системи, що формується на місці колишньої водойми-охолоджувача ЧАЕС, за допомогою програмного забезпечення ESRI ArcGis та інструменту Spatial Analyst використовувалися для растрової класифікації окремих ділянок дна водойми, а саме: глибоководних ділянок водойм і мілководь, на нещодавно осушених площах дна; виділялися осушені ділянки дна без рослинного покриття (піщані пляжі), а також ті, де активно розвивалося процеси їх заростання травою, кущами і навіть деревами, тощо. Роздільна здатність таких знімків коливається від кількох міліметрів на піксель, до 20-30 см на один піксель в залежності від висоти зйомки (максимальна висота польоту у нашому дослідженні становила 500 м). Чим меншою є висота польоту, тим вищою є деталізація зображення, але кількість знімків та час польоту пропорційно збільшується, а час польоту обмежений наявними батареями живлення літального апарату.

Растрову класифікацію можна отримати при використанні супутникових знімків: Google, Landsat, Santinel чи інші. Такий метод значно дешевший, не потребує польових виїздів чи коштовних дронів. Застосовуючи супутникові знімки можна проводити обстеження дуже великих площ, якщо зображення середньої чи низької роздільної здатності не є критичним, а ціллю дослідження не передбачається отримання DEM чи 3D моделі. Відмінною характеристикою також є можливість вивчення процесів у часі для фіксації динаміки змінта використовувати широкі діапазони спектру зйомки для отримання додаткової інформації про вологість, рослинність, температуру та інше (Рисунок).



Рисунок - Знімки ВО ЧАЕС із супутника Landsat-8 (а) - 2013р, (в) - 2018р та орто-фото план за результатами зйомки (б), що виконано у 2016 р. із використання дрону

Подальше застосування малих літальних апаратів в УкрГМІ передбачається для вирішення завдань, щодо уточнення стану осушених ділянок спільно із радіометричними зйомками дна колишньої водойми; для застосування у вирішенні завдань комплексного радіоекологічного моніторингу водних систем зони відчуження, зокрема, для виявлення динаміки заболочування, заростання каналів меліоративних систем, виявлення зон формування пожеж на торфовищах і вивчення можливості регулювання рівнів води гідротехнічними спорудами для штучного зволоження і підтоплення торфовищ на радіоактивно-забруднених територій.

УДК: 502:504:550.424.4

В.Ю. Саприкін, Д.О. Бугай, О.С. Скальський, С.П. Джепо  
*Інститут геологічних наук НАНУ України, Київ, Україна*

### **МОДЕЛЮВАННЯ ІНФІЛЬТРАЦІЙНИХ ПОТОКІВ ВОЛОГИ КРІЗЬ ГРУНТОВІ ЕКРАНИ УРАНОВИХ ХВОСТОСХОВИЩ**

На кожному етапі процесу переробки уранових руд від сортування і розмолу рудних матеріалів до екстракції і очищення уранових концентратів формуються відходи і залишки уранового виробництва, які накопичуються у, так званих «хвостосховищах», що традиційно розташовуються безпосередньо в місцях переробки уранових руд. Одним із таких майданчиків є територія колишнього уранового виробництва ВО «Придніпровський хімічний завод» у м. Кам'янське Дніпропетровської області, де розташовано 4 хвостосховища, що мають захисне покриття у вигляді ґрунтових екранів, що збули збудовані більше 50 років тому. Про недосконалість ґрунтового покриття свідчать дані спостережень за характеристиками зволоження радіоактивних матеріалів у хвостосховищах, а також наявність суттєвого забруднення підземних вод у спостережницьких свердловинах нижче по потоку місць розташування таких хвостосховищ на території колишнього уранового виробництва.

На даний час розпочато проектні роботи з реконструкції захисного покриття деяких із хвостосховищ на майданчику. Характеристики ґрунтових екранів хвостосховищ мають забезпечити довготривале утримувати радіоактивних залишків уранового виробництва без потрапляння в них атмосферної вологи. Тому обґрунтування їх надійності має виконуватися із використанням математичного моделювання процесів перенесення атмосферної вологи, що може потрапляти у тіло хвостосховища, а відповідно, сприяти вимиванню і перенесенню радіонуклідів у нижче розташовані горизонти підземних вод.

В роботі обговорюються результати вивчення процесів переносу вологи і радіонуклідів через поверхневі покриття хвостосховищ уранового виробництва, що розташовані на території виробничого майданчика колишнього уранового підприємств. Надаються дані аналізу результатів моніторингу, а також результати вивчення геологічного середовища при-поверхневого шару, де розташовані хвостосховища із радіоактивними залишками уранового виробництва для параметризації математичних моделей, що використовувалися для аналізу.

Математичне моделювання вологоперенесення в зоні аерації застосовано для оцінки діапазону величини інфільтраційних потоків вологи крізь ґрунтові екрани хвостосховищ відходів переробки уранових руд. Для моделювання використовувався програмний пакет HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2005). Характеристики інфільтраційних потоків оцінювалися для конкретних метеорологічних умов за результатами спостережень, що проводилися протягом періоду з 2001 р. по 2003 р., а також протягом 2005-2006 рр.

Згідно результатам, що отримано, потоки вологи через ґрунтові екрани існуючого покриття хвостосховищ на майданчику визначено величинами у діапазоні 107-220 мм/рік (в залежності від типу модельного ґрунту та наявності або відсутності рослинності). Результати моделювання свідчать, що через існуючі ґрунтові покриття хвостосховищ протягом року можуть формуватися потоки вологи, що становлять від 20 до 40% річної суми атмосферних опадів, а також те, що величина потоку не залежить від потужності ґрунтового покриття (моделювались профілі потужністю 1 та 2 м). Рослинність зменшує річний інфільтраційний потік приблизно на 30%. Це свідчить про те, що існуюче покриття хвостосховищ не може виконувати ефективно функцію захисного ізолюючого бар'єру між хвостовим матеріалом і атмосферним середовищем, а тому має бути реконструйовано.

УДК: 502:504:550.424.4

К.О. Кориченський, О.В. Войцехович, Г.В. Лаптев, Т.В. Лаврова, С.В. Годосієнко

*Український гідрометеорологічний інститут  
ДСНС і НАНУ, Київ, Україна***МЕТОДИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ОЦІНКИ ВОДНОЇ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ  
УРАНОВОГО РЯДУ У ПРИРОНОМУ СЕРЕДОВИЩІ ЗОН ВПЛИВУ  
ХВОСТОСХОВИЩ УРАНОВОГО ВИРОБНИЦТВА**

Процедури видобутку і переробки уран містких руд супроводжуються необхідністю утримувати величезні об'єми залишків сортування та збагачення (екстракції) урану із гірських порід. Оскільки вміст урану у гірських породах складає лише доли відсотків за масою, то мета сортування гірських порід і їх подальшої переробки полягає у застосуванні процедур концентрування уранової рудної сировини, а потім багатоступеневої радіохімічної і гідрометалургійної екстракції і очищення саме уранового концентрату у вигляді оксидів урану для подальшого ядерного збагачення і використання у якості ядерного палива. Після процедури екстракції шляхом гідрометалургійної переробки і видалення із рудних концентратів готового продукту (урану), формуються так звані технологічні хвости (залишки) уранового виробництва, які містять матеріали переробки руд із високим вмістом таких радіонуклідів як радій-226, торій-230, свинець-210, полоній-210 та інші. Вміст урану у залишках виробництва є суттєво нижчим, оскільки в процесі екстракції видаляється до 95-98 % урану. Натомість, порівняно із іншими радіонуклідами, що залишаються у хвостах після їх гідрометалургійної переробки, залишки урану є більш мобільними у водно-грунтовому середовищі за своїми геохімічними властивостями. Тому саме забруднення ураном підземних і поверхневих вод у зонах складування відходів уранової промисловості є основним фактором екологічної небезпеки, що підлягають моніторингу і контролю.

Залишки переробки уранових руд, що накопиченні у хвостосховищах, суттєво відрізняються не тільки за вмістом і співвідношенням в них різних радіонуклідів природного походження. В залежності від мінералогічного складу рудних матеріалів, геологічного середовища в місці розміщення відходів можуть формуватися специфічні геохімічні умови, що впливають на надійність утримання радіоактивних хімічних забруднювачів у тілі хвостосховища. Такі умови можуть характеризуватися підвищеною кислотністю, оскільки разом із хвостами уранового виробництва у тіло хвостосховищ надходять залишки концентрованих кислот, що використовуються у виробництві урану, а також інші органічні розчинники і хімічні сполуки. Таким чином, у тілі хвостосховищ формуються абсолютно нові геохімічні умови, що мають враховуватися при проектуванні інженерних і геохімічних бар'єрів для зберігання залишків уранового виробництва у при-поверхневих сховищах (хвостосховищах), оскільки за умов контакту мінеральних залишків уранового виробництва із атмосферними і підземними водами у тілі хвостосховища вони стають реакційно спроможними.

Як правило, хвостовий матеріал покривають захисним шаром ґрунту або іншими матеріалами для зменшення потрапляння атмосферної води і кисню у тіло хвостосховищ. Натомість у багатьох випадках захисне покриття не забезпечує повну ізоляцію хвостового матеріалу від впливу природних факторів впливу. За наявності потоку інфільтраційних або за рахунок підтоплення підземними водами хімічні елементи-забруднювачі (в тому числі уран та інші радіонукліди) можуть бути перенесені на значні відстані і потрапляти у поверхневі водні об'єкти.

Для оцінки характеристик водної міграції радіонуклідів уран-торієвих рядів та інших хімічних забруднювачів природного походження у даному дослідженні враховувалися впливи багатьох факторів, що характеризують джерело забруднення (радіоактивні і хімічні забруднювачі), геологічне середовище, в якому знаходиться джерело, метеорологічні умови,

а також гідрологічні та гідрохімічні характеристики інфільтраційних, поверхневих та підземних вод.

У даній роботі вивчалися процеси, що мають місце у тілі хвостосховищ «Західне» та «Центральний Яр» (на майданчику колишнього ВО «Придніпровський хімічний завод» у м. Кам'янське), а також їх впливи на забруднення природного середовища, зокрема підземних і поверхневих вод у зоні їх впливу. У доповіді розглядаються основні методичні підходи, які доцільно застосовувати із відповідним обґрунтуванням на прикладі даного дослідження, що виконувалося з метою оцінки характеристик водної міграції радіонуклідів уранового ряду із тіла хвостосховищ у підземні і поверхневі води. Надано результати вивчення форм знаходження радіонуклідів і характеристики міграції урану, радію і торію для різних геохімічних умов у тілі хвостосховищ та у зонах їх впливу.

Розглядаються методи, що використовувалися для відбору зразків ґрунтів та води (порових, підземних та поверхневих вод), методи експериментальних досліджень та методи аналітичної обробки отриманих даних. Особливості методичного забезпечення дослідження полягали у необхідності комплексного планування і здійснення програм інвентаризації відходів за показниками кількості і форм знаходження радіонуклідів уран-торієвого ряду у тілі хвостосховищ; системного аналізу результатів багаторічних спостережень за забрудненням підземних і поверхневих вод (зокрема, р. Коноплянка, що є дренажною системою майданчика колишнього виробничого комплексу уранових концентратів), а також у проведенні спеціальних досліджень структури і форм знаходження радіонуклідів уранового ряду ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{230}\text{Th}$ ) та інших радіонуклідів із застосуванням сучасних аналітичних методів вимірювання і моделювання радіонуклідів у водно-ґрунтовому середовищі.

Всі результати аналітичних вимірювань виконано в лабораторії гамма- і альфа-спектрометрії відділу радіаційного моніторингу природного середовища УкрГМІ, а також в рамках співробітництва з лабораторіями Йозеф-Штефан Інститут (м. Любляна, Словенія). Достовірність аналітичних методів, що застосовувалися для вимірювань підтверджено щорічними результатами участі в програмах МАГАТЕ, як незалежного тестування якості роботи аналітичної лабораторії, а також порівняльними результатами контрольних проб води і хвостового матеріалу між лабораторіями УкрГМІ і фізико-аналітичного центру Йозеф-Штефан Інституту.

Оцінки характеристик водної міграції радіонуклідів уранового ряду у хвостосховищах оцінювалися за результатами порівняльного аналізу вивчення вертикальної структури вмісту радіонуклідів із різними міграційними властивостями на етапі створення хвостів (50-60 роки минулого сторіччя за архівними даними), а також за результатами експериментальних досліджень, що виконувалися протягом періоду 2009-2017 рр.

Результати оцінок водної міграції радіонуклідів уранового ряду у межах зони впливу хвостосховищ уранового виробництва показали, що темпи міграції урану, радію і торію з інфільтраційними водами у підземні горизонти суттєво залежать від фізико-хімічних властивостей сполук цих елементів, окисно-відновного потенціалу (Eh), рівню кислотності (pH), гідрохімічного складу підземних вод, мінералогічного складу хвостосховищ та сорбційних властивостей водовміщуючих порід.

Наведено результати застосування інструменту геохімічного моделювання MEDUSA з підтримкою бази даних HYDRA для визначення рівноважних форм знаходження урану. Проведено оцінку характеристик міграції радіонуклідів уранового ряду із хвостосховищ у підземні води за допомогою програмного забезпечення NORMALISA.

Надаються приклади застосування отриманих результатів для обґрунтування відповідних інженерних заходів, що дозволяють контролювати міграційні процеси у хвостосховищах і їх винос у підземні і поверхневі водні об'єкти (зокрема у Дніпровську водну систему).

УДК 551.482

Т.В. Лаврова, С.Н. Шумов  
*Український гідрометеорологічний інститут  
ГСЧС і НАН України, Київ, Україна*

## **СТАТИСТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА И РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В РАЙОНЕ ВЛИЯНИЯ БЫВШЕГО УРАНОВОГО ПРОИЗВОДСТВА**

Работа выполнена на основе анализа данных многолетних наблюдений за гидрохимическим составом и загрязнением поверхностных вод природными радионуклидами уран-ториевых рядов в районе влияния бывшего предприятия по переработке урановых руд – «Приднепровский химический завод» (далее ВО «ПХЗ»). Наблюдения проводились в период с 2005 г. по 2016 г. и позволяют определить не только общие тренды в формировании загрязнения воды р. Днепр, а также оценить факторы такого влияния природного и техногенного характера. Для этого применялись стандартные методы и алгоритмы статистического анализа рядов данных наблюдений.

Проанализированы данные о гидрохимическом составе вод и содержании радионуклидов уран-ториевого ряда для 5-ти пунктов наблюдений в двух основных водных объектах зоны влияния стоков с промышленной площадки бывшего ВО «ПХЗ», а именно: для трех пунктов наблюдений по течению р. Коноплянка (правого малого притока р. Днепр), куда поступают поверхностные стоки атмосферных осадков и подземных вод с загрязненной водосборной территории площадки бывшего ВО «ПХЗ»; а также для двух пунктов наблюдений на р. Днепр, которые были расположены выше и ниже зоны формирования стоков с загрязненной территории бывшего уранового предприятия.

Пробы воды отбирались 1 раз в месяц одновременно на 5 пунктах наблюдений (в некоторые периоды не менее 1-2 раз в характерные сезоны года), что в целом обеспечивает требование однородности для корректного выполнения статистической оценки данных за период более 10 лет. Аналитические измерения проводились в лабораториях УкрГМИ.

В пробах воды по стандартным методикам определялась: концентрация основных катионов и анионов, минерализация, рН, жесткость, а также оценивались показатель суммарной альфа-активности воды и удельные концентрации активности изотопов урана (238, 234) и радия-226, как основных радиоактивных элементов в стоке с площадки уранового производства. Первичные данные измерений, для которых выполнена статистическая обработка, были получены в соответствии с требованиями системы оценки качества аналитических измерений и хранятся в базах данных УкрГМИ,

Алгоритм оценки типа статистического распределения аналитических данных был разработан и успешно использовался в отделе региональной гидрохимии УкрГМИ для обработки многолетних данных гидрохимического состава вод на гидрометеорологической сети наблюдений Украины, в частности для получения референтных значений в соответствии с рекомендациями Водной Рамочной Директивы ЕС (ВРД/60/2000 ЕС).

Для обработки полученных данных использовались основные алгоритмы и принципы вариационной математической статистики. Оценивание типа статистического распределения рядов наблюдений за конкретными параметрами выполнялось в соответствии с критерием согласия Колмогорова для доверительного уровня  $P \leq 0,05$ , который сравнивался с полученным распределением каждого конкретного ряда для наблюдаемого параметра. Параметры полученных эмпирических распределений сравнивались на соответствие известным теоретическим законам статистических распределений, таким как – нормальный, Рэля; Максвелла, логнормальный и другим. Анализ выполнялся в три этапа. На первом этапе рассчитывались начальные моменты распределений (среднее арифметическое значение, среднеквадратичное отклонение, коэффициент асимметрии и эксцесс) с учетом всех данных ряда наблюдений.

Для тех рядов наблюдений, которые невозможно было аппроксимировать нормальным законом распределения, исключались данные с крайними значениями ряда (максимальные и минимальные). Такая процедура проводилась в несколько итераций до тех пор, пока эмпирический ряд наблюдений удавалось описать нормальным законом распределения, после чего оценивались средние величины изменения исследуемого параметра и его характеристики вариации.

На третьем этапе обработки рядов наблюдений для выбранных значений рассчитывались среднее арифметическое значение показателя за период наблюдений, фактическая величина стандартного квадратичного отклонения (СКО), а также оценивались относительные величины вариации данных путем нормирования на величину стандартного квадратичного отклонения.

Соответствие нормальному закону распределения данных, оценивалось по правилу «трех сигм», при котором вариации значения рассматриваемого параметра находятся в пределах отклонения на величину  $3\sigma$  от его средней величины. Положительные или отрицательные отклонения параметров в эмпирических распределениях от нормального закона позволяли выявлять некоторые причинно-следственные связи в формировании гидрохимических показателей воды или ее загрязнении радионуклидами под воздействием природных или антропогенных факторов.

Анализ статистического распределения рядов данных наблюдений по основным показателям гидрохимического состава, а также содержанию урана и радия в речной воде показал четко выраженные отличия данных для пунктов наблюдений в зоне влияния промышленных стоков уранового производства и для пунктов наблюдений, где такое влияние становится незначительным за счет факторов самоочищения окружающей среды.

Проведенный статистический анализ данных показал также, что наблюдаемые параметры основных гидрохимических показателей воды: рН среды, жесткости, основных катионов (кальций, магний), основных анионов (карбоксил-ионов), –надежно описываются законом нормального статистического распределения, а сами параметры имеют наименьшую величину рассеивания, то есть минимально подвержены антропогенному влиянию в составе воды пунктов наблюдений. Наиболее выраженные отклонения от нормального распределения были выявлены для концентраций аммония и нитрат-ионов в водной среде, что может быть обусловлено остаточным влиянием кислотных растворителей, которыми загрязнены грунты на территории вокруг гидromеталлургических экстракционных производств на площадке бывшего ВО «ПХЗ». Действием антропогенного фактора можно объяснить заметные колебания параметров в составе воды, выходящие за диапазон  $3\sigma$ , для таких катионов как натрий, калий, анионов – сульфат- и хлор-ионов в пунктах наблюдений р. Коноплянки, особенно на ее нижнем участке.

Для вод реки Днепр - как выше, так и ниже зоны влияния бывшего уранового производства ВО «ПХЗ» содержание изотопов урана (238, 234) и радия-226 в воде аппроксимируется нормальным законом распределения. Это свидетельствует о незначительном в целом влиянии на Днепровскую водную систему стоков с загрязненных ураном территорий площадки бывшего ВО «ПХЗ» с водами р. Коноплянка в условиях очень значительного их разбавления при смешении с водами р. Днепра (тысячу раз). В то же время, в эмпирических распределениях рядов наблюдений по данным о содержании урана и радия-226 в воде р. Коноплянка явно выделяется асимметрия, что может быть обусловлено существенным антропогенным влиянием на ее загрязнение по сравнению с фоновыми пунктами наблюдений. Это позволяет признать предложенный метод перспективным для интерпретации данных мониторинговых наблюдений.

В дальнейшем предполагается выполнить совместный корреляционный анализ статистических распределений различных гидрохимических показателей и радиоактивного загрязнения вод, что предположительно позволит выделить основные источники формирования загрязнения воды на площадке и таким образом оптимизировать программы мониторинга окружающей среде.

УДК: 502:504:550.424.4

Т.В. Лаврова, Г.В. Лаптев, О.В. Войцехович, В.В. Канивец, Г.А. Деркач  
*Український гідрометеорологічний інститут  
ГСЧС і НАН України, Київ*

## **ОСАДКОНАКОПЛЕНИЕ И ФОРМИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ДНЕПРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА РАДИОНУКЛИДАМИ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ОБЪЕКТОВ УРАНОВОГО НАСЛЕДИЯ**

Загрязнение донных отложений Днепровского водохранилища радионуклидами за всю историю своего существования (более 75 лет) формировалось в результате трех основных факторов влияния. Такие периоды можно выделить с 1954 г. до 1963 г., когда наблюдалось нарастание и пик глобальных радиоактивных выпадений в результате испытания ядерного оружия в атмосфере; в первое десятилетие после чернобыльской аварии (с 1986 г. по 1995 г.); а также в результате смыва продуктов переработки урановых руд с территории одного из крупнейших предприятий (1951-1991 гг.) по производству урановых концентратов ПО «Приднепровский химический завод» (ПХЗ), который расположен на правобережном склоне верхней террасы р. Днепр в г. Каменское (бывший г. Днепродзержинск).

Первые два источника формирования загрязнения донных отложений водохранилища (преимущественно радионуклидами цезия-137 и америция-241) позволяют оценить общие тренды и процессы формирования твердого стока в бассейне р. Днепр и формирования осадконакопления в каскаде водохранилищ, расположенных выше по течению, в качестве основных факторов самоочищения вод в водной системе днепровских водохранилищ в целом. Радионуклиды уранового ряда (уран-238, 234, радий-226 и другие) в техногенно-повышенных концентрациях поступали и продолжают поступать в водохранилище с поверхностным и подземным стоком относительно небольшого водосбора промышленной площадки уранового производства, формируя повышенные уровни урана в донных отложениях ниже по течению водных стоков и смываемой почвы с этой площадки.

Анализ вертикального распределения радионуклидов разного происхождения (техногенного и природного) в донных отложениях водохранилища совместно с анализом многолетних характеристик формирования притока вод и ливневой деятельности на загрязненных водосборах площадки уранового производства, позволил оценить ретроспективу формирования загрязнения с учетом динамики формирования осадконакопления в водохранилище за всю историю его существования.

Колонки донных отложений отбирались в период с 2009 г. по 2017 г. на различном удалении от места поступления в водохранилище вод р. Коноплянка, в которую поступали все стоки с промышленной площадки уранового производства, а также выше по течению р. Днепр, где такое влияние отсутствовало. Кроме этого выполнен анализ колонки донных отложений, отобранной в 2006 г. в озере Сомовка, которое расположено на левобережной пойме р. Днепр в 5 км от площадки бывшего ПО «ПХЗ», куда трассеры уранового производства, а также чернобыльского и глобального происхождения могли поступать исключительно за счет атмосферных выпадений. Поэтому результаты анализа загрязнения донных отложений из данного озера рассматривались в качестве фоновых, на которые не оказывалось влияния водного стока и эрозии почв с промышленно площадки ВО «ПХЗ». В докладе также приведены сравнительные данные о загрязнении радионуклидами колонки донных отложений в устьевой части р. Самара (левого притока р. Днепр), куда периодически сбрасываются шахтные воды Павлоградского угольного бассейна (бурые угли обычно имеют примеси урана), которые потенциально могут быть источником поступления природных радионуклидов в техногенно-повышенных концентрациях.

Содержание радионуклидов ( $^{238}\text{U}$ ( $^{234}\text{Th}$ ),  $^{226}\text{Ra}$  ( $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ),  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) определяли гамма-спектрометрическим методом с использованием полупроводникового HPGe детектора GMX40 ORTEC. Всего проанализировано более 10 колонок. Для 6-ти колонок с

относительно устойчивым характером осадконакопления выполнено радиометрическое датирование.

Основа метода заключается в использовании природного процесса осаждения  $^{210}\text{Pb}$  с субмикронными частицами аэрозолей на земную поверхность из приземного слоя атмосферы, где он образуется в результате распада  $^{222}\text{Rn}$ . Эти частицы оседая на водную поверхность, а затем поступая на дно, включаются в органико-минеральную компоненту верхних слоев донных отложений. В местах с ярко выраженными процессами седиментации формируется характерный «затухающий» профиль вертикального распределения  $^{210}\text{Pb}$ . Для определения начальной активности  $^{210}\text{Pb}$  и расчета хронологии формирования слоев почвы в отложениях были использованы традиционные модели, а именно CIC (constant initial concentration) - модель для расчета постоянной начальной концентрации  $^{210}\text{Pb}$  и CRS (constant rate supply) - модель постоянной скорости поступления  $^{210}\text{Pb}$ . В исследовании использовалась CRS модель, базирующаяся на гипотезе о том, что главным источником неравновесного  $^{210}\text{Pb}$  является прямое атмосферное выпадение на поверхность водоема. Активность неравновесного  $^{210}\text{Pb}$  рассчитывались вычитанием активности  $^{226}\text{Ra}$  из общей измеренной активности  $^{210}\text{Pb}$  в пробе исследуемого слоя донных отложений.

На основе данного метода и анализа вертикального распределения активности концентраций  $^{210}\text{Pb}$  выполнено датирование характерных слоев осадконакопления, выделенных в колонках грунта с точностью 2-10 лет. Совместный анализ содержания  $^{210}\text{Pb}$  в слоях колонок донных отложений с данными о вертикальном распределении  $^{137}\text{Cs}$ , позволял идентифицировать слои, которые сформировались в период пика формирования загрязнения дна радионуклидами чернобыльского происхождения (1986-1988 гг.), а также поступившего в период пика радиоактивных атмосферных выпадений в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере (1961-1963 гг.). Это позволяло снизить неопределенности датирования слоев донных отложений и провести ретроспективную оценку влияния стоков с повышенным содержанием радионуклидов уранового ряда с площадки ВО «ПХЗ», которая расположена в зоне верхнего течения Днепровского водохранилища. Одновременно выполнен анализ динамики формирования атмосферных осадков и ливневой деятельности в районе г. Днепродзержинска (в настоящее время – г. Каменское).

Для иловых фракций донных отложений водохранилища фоновый уровень удельной активности  $^{238}\text{U}$  составляет  $30,5 \pm 3,5$  Бк  $\cdot$  кг $^{-1}$ , а для  $^{226}\text{Ra}$  –  $36,3 \pm 5,5$  Бк  $\cdot$  кг $^{-1}$ . В местах накопления загрязненных частиц, смываемых с площадки уранового производства, содержание урана и радия варьирует в диапазоне от 60 до 150 Бк  $\cdot$  кг $^{-1}$ . Темпы накопления  $^{238}\text{U}$  для слоев ила со средними фоновыми характеристиками осадконакопления оценены величиной  $16,5 \pm 4,7$  мБк  $\cdot$  см $^{-2}$   $\cdot$  год $^{-1}$  и для  $^{226}\text{Ra}$  –  $18,7 \pm 7,6$  мБк  $\cdot$  см $^{-2}$   $\cdot$  год $^{-1}$ . Для участков в зоне влияния уранового производства темпы осаждения урана и радия оцениваются в среднем  $28,2 \pm 10,4$  мБк  $\cdot$  см $^{-2}$   $\cdot$  год $^{-1}$ ,  $33,9 \pm 16,0$  мБк  $\cdot$  см $^{-2}$   $\cdot$  год $^{-1}$ , соответственно. В годы с высокой ливневой и эрозионной активностью темпы осаждения радионуклидов могут увеличиваться в 2-3 раза и составляли для урана - 50-90 мБк  $\cdot$  см $^{-2}$   $\cdot$  год $^{-1}$  и для радия - 140-265 мБк  $\cdot$  см $^{-2}$   $\cdot$  год $^{-1}$ .

Установлено хорошее совпадение исторических максимумов количества дождевых осадков в определенные годы, а также лет, за которые сформированы слои осадков с максимальными уровнями содержания активности урана и радия в донных отложениях. Однако, также показано, что основное количество осадочного материала формируется на водосборных территориях и акватории водохранилища, которые многократно больше загрязненной площадки уранового производства. Поэтому можно предположить, что в годы с максимальным количеством дождевых осадков, основную роль играют выдающиеся ливни, которые, как правило, формируются локально и выпадали на площадке бывшего «ПХЗ». Относительно чистые частицы взвешенных наносов, которые поступали в водохранилище, экранировали слои загрязненных осадков на дне с повышенным содержанием урана. Темпы осадконакопления в наиболее глубоководных участках акватории Днепровского водохранилища оцениваются величинами от 0,1 до 0,6 г  $\cdot$  см $^{-2}$   $\cdot$  год $^{-1}$ , слои с максимальным осадконакоплением хорошо могут быть идентифицированы по годам с применением метода радиометрического датирования, который применялся в данном исследовании.

УДК 504.45.064.36

Ю.Н. Сорока<sup>1</sup>, А.И. Молчанов<sup>2</sup>, А.А. Подрезов<sup>2</sup>, М.Н. Сорока<sup>2</sup>, Е.А. Каулько<sup>2</sup><sup>1</sup>Днепропетровский государственный технический университет, Каменское, Украина<sup>2</sup>ООО «Центр радиоэкологического мониторинга», Желтые Воды, Украина

## МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ И ВРЕДНЫХ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В СБРОСНЫХ ШАХТНЫХ ВОДАХ ПРЕДПРИЯТИЯ «ВОСТОК-РУДА»

Требования по обеспечению радиационной безопасности на предприятиях, где существует возможность облучения персонала или населения радиоактивным материалом природного происхождения (РМП), определяется современными нормативными документами Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) и соответствующими директивами Евратома. Для железорудных шахт в настоящее время необходимо осуществлять радиоэкологический мониторинг в соответствии с разделами № 16 - 19 «Основных санитарных правил обеспечения радиационной безопасности Украины». Это касается в особенности тех шахт, где ранее добывались урановые руды. На Желтореченском месторождении добычей урановых и железных руд с 1950 по 1993 годы занималось ГП «Восточный горно-обогатительный комбинат». После отработки урановых руд в 1993 г. на базе запасов скандий - ванадиевых и железных руд Желтореченского месторождения было создано совместное Украинско-Бермудское предприятие с иностранными инвестициями «ВостГОК-Ашурст». В конце 1995 г. скандиевая программа была остановлена из-за отсутствия спроса на скандиевую продукцию. Развитие работ по дальнейшему освоению запасов железных руд иностранным инвестором не финансировалось. С 1996 года до начала 2002 года дорабатывались ранее подготовленные запасы железных руд основной залежи, а во втором квартале 2002 года началось затопление горных выработок и отработанных блоков шахты. С приходом в январе 2004 года на предприятие нового инвестора в лице ОАО «Полтавский ГОК», затопление шахтного поля было остановлено и началось его осушение и восстановление горных выработок на осушенных горизонтах. Одним из требований, поставленных перед предприятием ООО «Восток-Руда», было - организация регулярного проведения радиоэкологического мониторинга. Опыт проведения подобного мониторинга для прекративших работу предприятий по добыче урановых руд в Украине отсутствовал. Была подготовлена программа радиоэкологического мониторинга и согласован план выполнения этих работ. В соответствии с разработанным планом с 2005 г. проводился мониторинг содержания природных радионуклидов в сбрасываемых шахтных водах, а также в воде рек Желтая и Ингулец. Основными радионуклидами, которые изучались в составе загрязненной воды, были  $^{238}\text{U}$  и  $^{234}\text{U}$ , а также некоторые токсические металлы.

Анализ результатов наблюдений за загрязнением шахтных вод в период с 2005 г. по 2015 г. показал, что концентрации активности  $^{238}\text{U}$  в сбрасываемой воде уменьшилась в три раза вследствие осушения верхних горизонтов горных выработок, где добывались урановые руды. Шахтные воды перед сбросом в окружающую среду поступали в хвостохранилище, емкость которого использовалась в качестве отстойника, где они частично очищались от природных радионуклидов и затем сбрасывались в р. Желтая в осенне-зимний период в соответствии с установленными контролирующими органами требованиями. Воды р. Желтая далее поступали в р. Ингулец, где также располагался пункт наблюдений за стоком и загрязнением воды в 1 км выше водозабора Карачуновского водохранилища. Данные наблюдений показали, что концентрации активности  $^{238}\text{U}$  в водах р. Ингулец изменялись в достаточно широких пределах, но не превышали за весь период установленных контрольных уровней безопасности. Тем не менее, в воде р. Желтая ниже по течению от места сброса шахтных вод уровни содержания урана наблюдались достаточно высокими.

Результаты наблюдений за содержанием природных радионуклидов в техногенно повышенных концентрациях использовались для оценки доз потенциального облучения населения для консервативных гипотетических сценариев потребления воды (в случае

длительного выхода из строя системы централизованного водоснабжения) из рек Желтая и Ингулец на различном удалении от мест сброса шахтных вод. Для оценки дозовых нагрузок за счет водного пути облучения использовались методические рекомендации и нормативные документы, принятые в Украине (НРБУ-97/Д-2000), с учетом дозовых коэффициентов и поправок, рекомендуемых Международной комиссией радиационной защиты (МКРЗ). Оценки доз выполнены для населения г. Желтые Воды, а также сел Марьяновка и Анновка.

В качестве исходных данных для расчета доз облучения по водному пути были использованы данные мониторинга о содержании урана и других природных радионуклидов в воде р. Желтая после смешения ее с шахтными водами в наиболее маловодный год за период наблюдений и, соответственно, с наиболее высоким содержанием радионуклидов уранового ряда. Данные наблюдений приводятся в докладе.

Обобщенные результаты расчета индивидуальных доз облучения для гипотетически худшего сценария водопользования с учетом модели возрастных различий чувствительности к облучению, приведены в таблице.

Таблица - Расчетные дозы облучения с учетом различных возрастных категорий населения для условий использования речной воды в годы низкой водности (в мЗв/год)

Створ	Референтный возраст					
	3 месяца	1 год	5 лет	10 лет	15 лет	Взрослый
2(р. Желтая)	1,79	0,74	0,71	0,81	1,05	0,85
3(р. Желтая)	0,84	0,35	0,33	0,38	0,49	0,40
4(р. Желтая)	0,80	0,33	0,32	0,36	0,46	0,38
5 (р. Ингулец)	0,41	0,17	0,16	0,18	0,24	0,19
6 (р. Ингулец)	0,12	0,05	0,05	0,05	0,07	0,05

Приведенные в таблице расчетные дозы следует рассматривать как максимально консервативные из принятых допущений сценария водопотребления. Очевидно, что для питья детей в любом из сценариев, вода непосредственно из реки Желтая не будет использоваться. Поэтому, полученные оценки в таблице существенно завышены, по сравнению с ожидаемо-реалистичными. Тем не менее, эти данные показали, что шахтные воды для худших условий формирования водного стока в маловодные годы и в условиях использования вод р. Желтая непосредственного возле мест сброса шахтных вод, могут оказывать значимое влияние на облучение людей.

По результатам мониторинга химического состава шахтной воды, наблюдалось за период с 2004 по 2008 год постоянное снижение содержания в воде всех контролируемых химических элементов. За период с 2008 года по 2011 год содержание химических элементов в шахтной воде приняло стабильный характер. По всем химическим веществам и содержанию тяжелых металлов в воде рек за период с 2012г. по 2015 г. не зафиксировано случаев превышения установленных ПДК

В результате восстановления и стабилизации природного притока вод из шахты «Новая», количество и характеристики загрязнения шахтной воды существенно снижаются. Поэтому можно предполагать, что сбросы шахтных вод ООО «Восток-Руда» не будут оказывать существенного негативного влияния на качество воды в Карачуновском водохранилище.

Показано, что сброс шахтных вод в реки Желтая и Ингулец в целом не оказывают какого-либо существенного радиоактивного загрязнения. Тем не менее, в годы малой водности, когда отсутствуют эффективные факторы разбавления шахтных вод, риски водопотребления непосредственно из рек в местах, куда сбрасываются шахтные воды, могут существенно возрастать. Поэтому, мониторинг природных радионуклидов в реках Желтая и Ингулец в зоне влияния сбросов шахтных вод должен продолжаться.

УДК 504.45.064.36

Ю.Н. Сорока<sup>1</sup>, А.И. Молчанов<sup>2</sup>, А.А. Подрезов<sup>2</sup>, М.Н. Сорока<sup>2</sup>, Е.А. Каулько<sup>2</sup>  
<sup>1</sup>Днепропетровский государственный технический университет, Каменское, Украина  
<sup>2</sup>ООО «Центр радиоэкологического мониторинга», Желтые Воды, Украина

## О ВОЗМОЖНОСТИ ОЧИСТКИ СБРАСЫВАЕМЫХ ШАХТНЫХ ВОД ОТ ПРИРОДНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ БИОЛОГИЧЕСКИМИ СИСТЕМАМИ

В настоящее время проблема очистки шахтных вод обострилась из-за ужесточения требований в Украине и ЕС к сбрасываемым сточным водам. В связи с этим актуальным является поиск новых природных систем очистки шахтных от радионуклидов природного происхождения в техногенно-повышенных концентрациях. Одним из перспективных направлений является использование для очистки биологических систем. Наиболее простыми сооружениями данного типа, используемыми человеком уже более пяти столетий, являются поля орошения и фильтрации, представляющие собой специально подготовленные и спланированные участки земли – карты, где биологическая очистка осуществляется в контакте с загрязненными сточными водами, где загрязнитель может находиться в виде сорбированном на взвешенных частицах, коллоидальном или растворенном состоянии, а также в ассоциированном виде с иммобилизованными микроорганизмами почвенного слоя. Во время этого контакта за счет процессов биосорбции, биоразложения и механической фильтрации сточных вод происходит их очистка, а также осаждение загрязнителя.

Прогрессивным методом естественной биологической очистки являются биоинженерные сооружения типа биоплато, которые в мировой практике получили название «*Constructed Wetland*» или «*Artificial Wetlands*». Это искусственная система очистки сточных вод, имеющая ряд характеристик естественных биологических систем. Биоплато – это инженерное сооружение, которое используется для очистки и доочистки хозяйственно-бытовых, производственных сточных вод и загрязненного поверхностного стока, которое не требует (или почти не требует) затрат электроэнергии и использования химических реагентов при незначительном эксплуатационном обслуживании. Для очистки сточных вод в этой системе применяют различные микроорганизмы, водоросли, высшие водные растения и т.д. При протекании сточных вод через такую биоинженерную систему происходят процессы фильтрации, осаждения, адсорбции, поглощения загрязнителей водными растениями и илом. Очистка возможна как в аэробных, так и анаэробных условиях. В качестве объекта исследований был выбран ручей Курникова, куда производится сброс шахтных вод Смолинской урановой шахты (Кировоградская обл.). Русло ручья разделено дамбами на пруды, где сформировался болотный биоценоз на всем протяжении русла (~ 2 км) до впадения в реку Кильтень.

Анализ проб на содержание природных радионуклидов проводился с применением полупроводникового гамма спектрометра (с HPGe детектором) и радиохимических методов подготовки проб. После радиохимического разделения и выделения радионуклидов на конечных стадиях использовались также альфа-спектрометрия и низкофоновая альфа-бета радиометрия.

Выполненные исследования показали, что:

- содержание радионуклидов в сбросных водах урановой шахты снижается в процессе пассивной биологической обработки более чем в 10 раз по сравнению с начальным загрязнением;
- в процессе прохождения через биоплато, основная часть радионуклидов в поступающей воде осаждается и накапливается в иле такой водной системы;
- частично радионуклиды накапливаются и в биомассе растений, при этом показано, что радий-226 лучше накапливается биомассой растений, чем уран-238.
- коэффициенты накопления в системе "тростник - ил" для урана-238 определены в пределах от 0,03 до 0,09, а для радия-226 в диапазоне от 0,06 до 0,16;

- форми нахождения урана-238 в иле определены как: 1 % - водо-растворимые, 3,0 % - обменные, 67 % - кислото-растворимые и 29 % - прочно связанные, а для радия-226 эти величины составляют: 1 %, 15 %, 80 % и 4 % - соответственно;
- в зависимости от конструктивных особенностей биоплато, основной эффект очищения вод от радионуклидов происходит не менее чем на половине эффективной площади прохождения сточных вод через тело биоинженерной системы.

Аналогичные исследования проводились на хвостохранилище «Р», которое является местом поступления сбросных производственных вод ООО «Восток-Руда», где изучалось содержание природных радионуклидов в хвостах добычи руд, воде, высших водных растениях, а также вод после их поступления в речную сеть. Эти работы выполнялись с целью получения исходных данных для проектирования биоинженерных сооружений для очистки шламовых вод хвостохранилища «Р», которые сбрасывались в р. Желтая, В процессе работы на хвостохранилище были отобраны пробы ила, воды и тростника.

Было показано, что в теле хвостохранилища содержание урана во всех пробах ила характеризуются большим разбросом. Наибольшее содержание урана в илах наблюдается в настоящее время в местах слива шахтной воды и превышает фоновые уровни более чем в 40 раз. Содержание остальных радионуклидов в илах, в основном, находятся на уровне фоновых концентраций для местных грунтов. Такая оценка согласуется с тем, что в радионуклидном составе шахтных вод преобладающими являются именно радионуклиды урана, а содержание остальных радионуклидов в илах находится в концентрациях меньших на порядок. Проведенные исследования активности, сбрасываемых вод показывают, что их суммарная альфа активность полностью обусловлена изотопами урана.

В местах слива шахтной воды также наблюдается соответствующее повышение концентрации урана и в тростнике. Численные значения коэффициентов накоплений радионуклидов (КН) для тростника (стебли + корни) составили 25, а для ила - 172.

Концентрация урана в воде, дренирующей из нижнего бьефа дамбы хвостохранилища, и протекающей в виде ручья по балке в сторону р. Желтая, примерно, в 14 раз ниже, чем в воде хвостохранилища. Вероятно, очистка этой воды происходит при прохождении хвостовой воды через донные отложения и тело дамбы, где частично очищается. Кроме того, оценены КН для сформировавшегося в этом ручье биоценоза, где по урану-238 для тростника они изменяются от 32 до 51, а для илов - от 151 до 316.

Показано, что биоценоз, который сформировался на самом хвостохранилище, не может эффективно извлекать уран, а концентрации урана в воде, которые сбрасываются в р. Желтую превышают  $1 \text{ Бк} \cdot \text{л}^{-1}$ . Вероятно, существующий биоценоз не справляется с большими объемами сбросных вод.

**По результатам выполненных исследований на хвостохранилище «Р» можно сделать следующие выводы:**

1. Определены уровни содержания природных радионуклидов в компонентах существующего биоценоза на хвостохранилище «Р»: в илах, в воде и в тростнике. Активности концентрации урана-238 в илах изменяются в широком диапазоне от 40 до 1429 Бк/кг, в тростнике (корни) от 5,1 до 151 Бк/кг, в воде дренажных и хвостовых вод от 0,72 до 10,5 Бк/л.
2. Оценены коэффициенты накопления урана-238 для тростника и ила. Для тростника в целом (корни + стебли) их значения находятся в диапазоне от 25 до 51. Причем, для больших концентраций урана в воде характерен меньший КН. Для ила этот диапазон составляет от 151 до 316.
3. Биоплато позволяет снижать концентрации не только содержания урана в сбросной воде, но и других металлов и вредных химических веществ.
4. При проектировании биоинженерных сооружений необходимо учитывать радионуклидный и химический состав шахтных вод, что позволит оптимизировать состав биоценоза, подбирая высшие водные растения и одноклеточные водоросли с высокими коэффициентами накопления для урана и других токсических веществ.

УДК 504.453:621.039+551.4:551.3+556.11

Л. С. Пірнач<sup>1</sup>, Г. В. Лаптев<sup>1</sup>, Е. С. Тодосієнко<sup>2</sup><sup>1</sup>Український гідрометеорологічний інститут, Київ, Україна<sup>2</sup>Київський національний університет ім. Т.Г. Шевченка, Київ, Україна

## ВМІСТ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНО-ГРУНТОВОМУ КОМПЛЕКСІ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ

В 2016 р. фахівці відділу радіаційного моніторингу природного середовища (РМПС) УкрГМІ на ініціативних засадах розпочали дослідження з метою оцінки сучасного стану вмісту радіонуклідів у водно – ґрунтовому комплексі гірських ландшафтів Українських Карпат.

На підготовчому етапі виконано аналіз літературних джерел, присвячених вивченню радіоактивних випадань в інших гірських районах Європи і дослідженню процесів перерозподілу радіонуклідів чорнобильського походження у якості маркерів геофізичних процесів. Виконання подібних досліджень в Українських Карпатах заплановано із застосуванням сучасних методів ізотопних маркерів (в т.ч. <sup>210</sup>Pb, <sup>7</sup>Be, <sup>241</sup>Am, <sup>137</sup>Cs, <sup>40</sup>K), що дозволить зрозуміти специфіку формування картини радіоактивних випадань у гірських масивах і провести аналіз природних чинників, що відповідають за перерозподіл радіоактивних випадань в умовах гірських ландшафтів.

В роботі надано обґрунтування доцільності проведення досліджень і методичні підходи щодо вивчення особливостей накопичення і трансформації радіонуклідів в елементах гірської екосистеми, зокрема, торф'яних субстратах, а також донних відкладів деяких гірських озер.

Більшість відібраних на даний час зразків торф'яного ґрунту, відібрані у різних елементах ландшафту Чорногорського масиву Карпат (зокрема, з 15 вершин, включаючи всі вершини вище 2000 м н.р.м.), а також масивів: Рахівські гори (Мармароси), Горгани, Свидовець. Проби торф'яного ґрунту відібрано на всю глибину шару субстрату (5-10 см і більше), що дозволяло порівнювати сучасну інтегрально накопичену кількість радіонуклідів за роки після аерозольних випадань. Окрім ґрунту, досліджувались вода і донні відклади декількох озер і озерець, а також декілька колонок ґрунту для отримання характеристик вертикального розподілу радіонуклідів.

В лабораторних умовах проби були проаналізовані на вміст радіонуклідів. Зокрема проведені вимірювання гамма-випромінювачів (<sup>210</sup>Pb, <sup>7</sup>Be, <sup>241</sup>Am, <sup>137</sup>Cs, <sup>40</sup>K) із застосуванням гамма-спектрометричного комплексу на основі детектора GMX40 (ORTEC) із особливо чистого германію.

Надаються результати оцінки вмісту радіоцезію та інших радіонуклідів у торф'яних ґрунтах зони досліджень у порівнянні із характеристиками радіоактивних випадань 1986 р.

Обговорюються можливі причини неоднорідності розподілу радіонуклідів в умовах гірського ландшафту, особливості поглинання <sup>137</sup>Cs торф'яним ґрунтом. Обговорюються особливості накопичення радіонуклідів чорнобильського походження у різних ландшафтних зонах під впливом ерозійних процесів, а також закономірності формування сучасного стану забруднення ґрунтів і у донних відкладах гірських озер внаслідок трансформації радіоактивних випадань.

Визначено методичні засади подальших етапів дослідження, в тому числі із застосуванням методів ізотопного датування донних відкладів за вертикальним розподілом <sup>210</sup>Pb, а також залишкових концентрацій активності <sup>137</sup>Cs і <sup>241</sup>Am у шарах донних відкладів озер як маркерів аерозольних випадань чорнобильського походження для вирішення поставлених завдань.

# ЗМІСТ

## ПЛЕНАРНІ ДОПОВІДІ

<i>В.І. Осадчий, Н.М. Осадча, Ю.Б. Набиванець, Н.М. Мостова, Л.А. Ковальчук, О.О. Ухань, В.В. Канівець, Г.В. Лаптев, В.В. Осипов, Ю.А. Лузовицька, Д.О. Клебанов</i> ТЕОРІЯ ТА ПРАКТИКА ДОСЛІДЖЕНЬ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД УКРАЇНИ В УМОВАХ ВПЛИВУ ПРИРОДНИХ ТА АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ.....	3
<i>В.А. Овчарук, Є.Д. Гопченко</i> МОДИФІКОВАНИЙ ВАРІАНТ ОПЕРАТОРНОЇ МОДЕЛІ ФОРМУВАННЯ МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ РІВНИННИХ РІЧОК УКРАЇНИ В УМОВАХ ЗМІН КЛІМАТУ.....	5
<i>В.К. Хільчевський</i> СПЕЦРАДА З ГІДРОЛОГІЇ ТА МЕТЕОРОЛОГІЇ КНУ ІМЕНІ ТАРАСА ШЕВЧЕНКА – ЧВЕРТЬ СТОЛІТТЯ ПІДГОТОВКИ СПЕЦІАЛІСТІВ ВИЩОЇ КВАЛІФІКАЦІЇ ДЛЯ УКРАЇНИ (1993-2018 РР.).....	7
<i>П.М. Линник, В.А. Жежеря, Р.П. Линник</i> ДОСЛІДЖЕННЯ СПІВІСНУЮЧИХ ФОРМ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ПРИРОДНИХ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ ЯК ОДИН З ПРІОРИТЕТНИХ НАПРЯМКІВ РОЗВИТКУ СУЧАСНОЇ ГІДРОХІМІЇ.....	9
<i>О.Г. Ободовський, К.Ю. Данько, С.І. Сніжко, В.В. Онищук, О.І. Лук'янець, Е.Р. Рахматуліна, І.В. Купріков, О.О. Почасвець, О.С. Будько, Є.М. Павельчук, В.О. Корнієнко, Ю.В. Філіппова</i> ГІДРОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ТА ПРОГНОЗ ГІДРОЕНЕРГЕТИЧНОГО ПОТЕНЦІАЛУ РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІПРА (В МЕЖАХ УКРАЇНИ).....	11
<i>Г. Валюшкявичюс</i> ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ИНДЕКСА ХИРША В ГИДРОЭКОЛОГИИ И ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИИ .....	13
<i>Н.М. Осадча</i> ОСНОВНІ ЗАХОДИ УПРАВЛІННЯ ЯКІСТЮ ВОДИ У МЕЖАХ РІЧКОВОГО ВОДОЗБОРУ.....	15
<i>Ж.Р. Шакірзанова, А.О. Докус, З.Ф. Сербова, Н.М. Швець</i> КОМПЛЕКСНИЙ МЕТОД ДОВГОСТРОКОВОГО ПРОГНОЗУВАННЯ ГІДРОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІПРА.....	17
<i>А.А. Протасов, А.А. Силаева, Ю.Ф. Громова, Т.Н. Новоселова, И.А. Морозовская</i> МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПЕЛАГИЧЕСКИХ И КОНТУРНЫХ ГРУППИРОВОК В ТАШЛЫКСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ ЮЖНО-УКРАИНСКОЙ АЭС .....	19
<i>О.В. Войцехович, Г.В. Лаптев, А.В. Коноплев, Yasu Igorashi</i> ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В БЛИЖНИХ ЗОНАХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЫПАДЕНИЙ ПОСЛЕ АВАРИЙ НА ЧАЭС И АЭС ФОКУСИМА-ДАИЧИ.....	21
<i>Н.С. Лобода, Ю.С. Тучковенко, О.М. Гриб</i> ОБГРУНТУВАННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗАХОДІВ ПО ВІДНОВЛЕННЮ СТОКУ РІЧКИ ВЕЛИКИЙ КУЯЛЬНИК З МЕТОЮ СТАБІЛІЗАЦІЇ ГІДРОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ КУЯЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ НА ПОЧАТКУ ХХІ СТОРІЧЧЯ (ДО 2030 Р.)...	22
<i>В.В. Гребінь</i> ІДЕНТИФІКАЦІЯ МАЛИХ РІЧОК (ІСНУЮЧІ ПРОБЛЕМИ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ВИРІШЕННЯ) .....	24

<i>Б.Ф. Христюк, Л.О. Горбачова, В.С. Приходькіна</i> ФАСЕТНА КЛАСИФІКАЦІЯ ГІДРОГРАФІВ ВЕСНЯНОЇ ПОВЕНІ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ .....	26
<i>Ю.С. Ющенко</i> ВОДООХОРОННІ ЗЕМЛІ .....	28

## ГІДРОЛОГІЯ ТА ВОДНІ РЕСУРСИ СУХОДОЛУ

<i>Gintautas Stankunavicius</i> CHANGES IN THE LENGTH OF LITHUANIAN RIVERS AND THEIR IMPACT ON RIVERS' HYDROLOGICAL REGIME.....	29
<i>Є.Д. Гонченко, В.А. Овчарук, М.В. Гонцій, О.І. Тодорова</i> СТАТИСТИЧНИЙ АНАЛІЗ ЧАСОВИХ РЯДІВ МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ В БАСЕЙНІ ДНІПРА .....	31
<i>Бірюков О.В.</i> ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК СТРУКТУРИ І СТОКУ РІЧКОВОЇ СИСТЕМИ.....	33
<i>О.Л. Шевченко, В.І. Осадчий, В.В. Гребінь</i> ЗМІНИ РЕЖИМУ ҐРУНТОВИХ ВОД ЯК ПРОЯВ ЗМІН ВОДНИХ РЕСУРСІВ ПІД ВПЛИВОМ ГЛОБАЛЬНОГО ПОТЕПЛІННЯ (НА ПРИКЛАДІ БАСЕЙНУ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ) .....	35
<i>С.В. Клок, А.А. Афтенюк</i> РЕЖИМ АТМОСФЕРНИХ ОСАДКОВ И СНЕЖНИЙ ПОКРОВ В РАЙОНЕ УКРАИНСКОЙ АНТАРКТИЧЕСКОЙ СТАНЦИИ «АКАДЕМИК ВЕРНАДСКИЙ» (АНТАРКТИЧЕСКИЙ ПОЛУОСТРОВ).....	37
<i>В.А. Овчарук, С.В. Іващенко</i> ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ МОДИФІКОВАНОЇ ОПЕРАТОРНОЇ МОДЕЛІ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ В СУББАСЕЙНІ ДЕСНИ .....	39
<i>О.С. Коноваленко, Є.В. Василенко, О.В. Кошкіна, Ю.Б. Набиванець</i> ПІДХОДИ ДО ГІДРОМОРФОЛОГІЧНОГО ОЦІНЮВАННЯ МАСИВІВ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД КАТЕГОРІЇ «РІЧКИ» В ЄВРОПЕЙСЬКИХ КРАЇНАХ .....	41
<i>В.О. Манукало, Н.К. Голеня, Л.Г. Ковальська</i> СТАНДАРТИЗАЦІЯ ІНФОРМАЦІЇ ПРО ЕКСТРЕМАЛЬНІ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНІ ЯВИЩА – СКЛАДОВА ЧАСТИНА УДОСКОНАЛЕННЯ УПРАВЛІННЯ РИЗИКОМ СТИХІЙНИХ ЛИХ.....	43
<i>Ю.В. Філіппова</i> ОЦІНКА БАГАТОРІЧНИХ КОЛИВАНЬ СТОКУ ВОДИ РІЧОК БАСЕЙНІВ ПРИП'ЯТІ ТА ДЕСНИ В МЕЖАХ УКРАЇНИ (ІЗ ВИДІЛЕННЯМ ГРУП) .....	45
<i>Будник С.В.</i> ОСОБЕННОСТИ НЕКОТОРЫХ СОСТАВЛЯЮЩИХ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА БАСЕЙНОВ РЕК ЗАПАДНОГО БУГА И ПРИПЯТИ В УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА И АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ .....	47
<i>О.М. Аксюк, В.П. Ланшин, Г.А. Гончаренко</i> ТЕМАТИЧНЕ ЦИФРОВЕ КАРТУВАННЯ РАЙОНІВ ДІЯЛЬНОСТІ СНІГОЛАВИННИХ СТАНЦІЙ УКРАЇНИ .....	49
<i>Большот Г.В.</i> ПРОСТОРОВІ ЗМІНИ КОЛИВАНЬ ВОДНОСТІ В МЕЖАХ БАСЕЙНУ ПРУТУ .....	51

<i>К.І. Сокольчук, В.О. Корнієнко</i> ВОДНІСТЬ РІЧОК ПРАВОБЕРЕЖНОЇ ЧАСТИНИ БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ: ЧАСОВА ТА ПРОСТОРОВА МІНЛИВІСТЬ.....	53
<i>В.К. Хільчевський, М.Р. Забокрицька</i> РЕВІТАЛІЗАЦІЯ РІЧОК УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ - ДОСВІД ТА ПРОБЛЕМИ ...	55
<i>Н.С. Лобода, М.А. Козлов</i> ОЦІНКА ЗМІН ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ В УМОВАХ КЛІМАТИЧНОГО СЦЕНАРІЮ RCP4.5 (14 РЕГІОНАЛЬНИХ МОДЕЛЕЙ) НА БАЗІ МОДЕЛІ “КЛІМАТ-СТІК” .....	57
<i>Д.С. Пикареня, В.Г. Наконечный, О.В. Орлинская, И.В. Чушкина, Г.В. Гапич, Н.Н. Максимова</i> ПРИМЕНЕНИЕ ГЕОФИЗИЧЕСКОГО МЕТОДА ДЛЯ ВЫЯВЛЕНИЯ ЗОН ФИЛЬТРАЦИИ ВОДЫ ИЗ РЕГУЛИРУЮЩИХ БАСЕЙНОВ ОРОСИТЕЛЬНЫХ СИСТЕМ.....	59
<i>М.О. Мартинюк, М. Е. Бурлуцька</i> ВИЗНАЧЕННЯ ОДНОРІДНОСТІ ЧАСОВИХ РЯДІВ МАКСИМАЛЬНИХ ХАРАКТЕРИСТИК СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ В БАСЕЙНІ Р. ПІВДЕННИЙ БУГ .....	61
<i>В.Г. Смирнова, А.П. Петросяни</i> АНТРОПОГЕННА СКЛАДОВА НЕВ'ЯЗКИ СТОКУ ВОДИ ПО ДОВЖИНІ Р. СУЛИ .....	63
<i>М.І. Погорелова, І.В. Кошева</i> РОЗРОБКА МЕТОДИКИ ПРОГНОЗУ СЕРЕДНЬОДЕКАДНИХ ВИТРАТ ВОДИ ЗА ПЕРІОД ЛІТНЬО-ОСІННЬОЇ МЕЖЕНІ В БАСЕЙНІ РІЧКИ ДЕСНА .....	65
<i>О.І. Тодорова, А.А. Майборода</i> ГРУНТОВИЙ СТІК В БАСЕЙНІ Р. ПІВДЕННИЙ БУГ В УМОВАХ СУЧАСНИХ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН.....	66
<i>К.Б. Ємельянова, Є.Д. Гопченко</i> УДОСКОНАЛЕННЯ НОРМАТИВНОЇ БАЗИ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ХАРАКТЕРИСТИК МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ РІЧОК ПРИЧОРНОМОРСЬКОЇ НИЗОВИНИ.....	68
<i>Є.О. Романова, Ж.Р. Шакірзанова</i> МЕТОДИ ВИЗНАЧЕННЯ СКЛАДОВИХ ВОДНОГО ТА СОЛЬОВОГО БАЛАНСІВ ОЗЕРА КАТЛАБУХ.....	70
<i>В.А. Овчарук, Л.В. Кущенко</i> ПРО МОЖЛИВІСТЬ ЗАСТОСУВАННЯ ІНДЕКСІВ ПОСУХ В ГІДРОЛОГІЧНИХ РОЗРАХУНКАХ МЕЖЕННОГО СТОКУ ЗОНИ НЕДОСТАТНЬОЇ ВОДНОСТІ УКРАЇНИ .....	72
<i>К.В. Мудра</i> ПРОГНОЗУВАННЯ СТОКУ НА РІЧКАХ БАСЕЙНУ ДНІСТРА ЗА ДОПОМОГОЮ ЧИСЕЛЬНОЇ КЛІМАТИЧНОЇ МОДЕЛІ REMO .....	74

## ГІДРОХІМІЯ, ГІДРОБІОЛОГІЯ ТА ГІДРОЕКОЛОГІЯ СУХОДОЛУ

<i>Е.Н. Летицкая, Л.С. Кипнис, А.А. Морозова</i> ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ БАСЕЙНА РЕКИ ДНЕСТР .....	76
<i>А.В. Яцик, І.В. Гопчак, Т.О. Басюк, Л.О. Семенко</i> ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН БАСЕЙНІВ МАЛИХ РІЧОК ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ УКРАЇНИ ЗА РІВНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ .....	78

<i>О.В. Кадацкая, Е.В. Санец, Е.П. Овчарова</i> АНТРОПОГЕННАЯ ЭВОЛЮЦИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА РЕК БЕЛАРУСИ.....	80
<i>Д.Л. Творонович-Севрук, О.В. Лукашѐв</i> ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ГЕОХИМИЧЕСКОГО ИЗУЧЕНИЯ ВОДОСБОРА Р. ПРИПЯТЬ В БЕЛАРУСИ .....	82
<i>Н.С.Лобода, Я.С. Яров</i> ОЦІНКА ВПЛИВУ ТРИВАЛОГО ЗРОШУВАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ЗЕМЕЛЬ ВОДАМИ РІЧКИ-ДОНОРА НА ЯКІСТЬ ПОВЕРХНЕВИХ ТА ПІДЗЕМНИХ ВОД ВОДОЗБОРІВ МАЛИХ РІЧОК ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я (НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ БАРАБОЙ).....	84
<i>А.В. Ляшенко, К.Є. Зоріна-Сахарова, В.Л. Долинський, Л.В. Гулейкова, Т.М. Серета, О.О Гупало, О.Л. Савицький, В.В. Триліс</i> ЕКОСИСТЕМА Р. ІНГУЛЕЦЬ В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ).....	86
<i>О.М. Гриб, М.Г. Сербов, Я.С. Яров, Є.Л. Бояринцев, П.А. Терновий, В.В. Пилип'юк</i> ОЦІНКА СУЧАСНОГО СТАНУ ПРИБЕРЕЖНИХ ЗАХИСНИХ СМУГ У БАСЕЙНІ РІЧКИ ВЕЛИКИЙ КУЯЛЬНИК ТА ЗАГАЛЬНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ЗАХОДІВ З ЙОГО ПОЛІПШЕННЯ У МАЙБУТНЬОМУ.....	88
<i>С. В. Батог</i> ЗАХОДИ ПО РЕГУЛЮВАННЮ СТАНУ ВОДОЙМ КИЄВА ТА ЯКОСТІ ЇХ ВОД ШЛЯХОМ ЗМІНИ ГІДРОЛОГІЧНИХ УМОВ.....	90
<i>А.М. Куза</i> ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОД РІЧКИ ТИЛІГУЛ У СУЧАСНИХ УМОВАХ ВИКОРИСТАННЯ .....	92
<i>Н.Н. Шпендик, А.А. Яковец</i> ЗАЩИТА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ОТ ВОЗДЕЙСТВИЯ ЖЕЛЕЗНОДОРОЖНОГО ТРАНСПОРТА.....	94
<i>В.А. Жежеря, П.М. Линник</i> МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕННЯ СПІВІСНУЮЧИХ ФОРМ МЕТАЛІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ У РОЗЧИНЕНОМУ СТАНІ.....	96
<i>Т.С. Якшин, О.С. Богиня, Д.С. Пикареня, О.В. Орлинская</i> СОСТАВ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ РЕГУЛИРУЮЩИХ БАСЕЙНОВ .....	98
<i>Yev. Starosyla, Yu. Volikov, T. Rybka</i> ENVIRONMENTAL RATING OF WATER QUALITY OF THE URBANIZED TERRITORIES (EXAMPLE, KYIV'S WATER OBJECTS).....	100
<i>В.А. Артеменко</i> ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДА МУЛЬТИЛИНЕЙНОЙ РЕГРЕССИИ ДЛЯ ЗАДАЧ ВОДНОЙ ЭКОЛОГИИ.....	101
<i>В.В. Осипов</i> МОДЕЛЮВАННЯ ГІДРОЛОГІЧНИХ ПРОЦЕСІВ БАСЕЙНУ РІЧКИ ДЕСНА ЗАСОБАМИ SWAT (SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL) .....	103
<i>В.П. Осипенко, Т.В. Євтух</i> ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ОРГАНІЧНОЇ СКЛАДОВОЇ ВОДИ ДЕЯКИХ ВОДОЙМ КИЄВА .....	105
<i>В.К. Хільчевський, С.М. Курило, М.Р. Забокрицька</i> ЗМІНА МІНЕРАЛІЗАЦІЇ РІЧКОВИХ ВОД В КОНТЕКСТІ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ.....	107

<i>Н.С. Кічук, П.В. Жуков</i> ОЦІНКА ЗМІН МІНЕРАЛІЗАЦІЇ І ВМІСТУ ГОЛОВНИХ ІОНІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ СУББАСЕЙНУ НИЖНЬОГО ДНІПРА ЗА БАГАТОРІЧНИЙ ПЕРІОД.....	109
<i>М.Є. Даус</i> БАГАТОРІЧНІ ЗМІНИ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ І ВМІСТУ ГОЛОВНИХ ІОНІВ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ БАСЕЙНУ ПРИП'ЯТІ У СУЧАСНИЙ ПЕРІОД.....	111
<i>Н.М. Осадча, О.О. Ухань, В.М. Чехній, О.Г.Голубцов</i> ОЦІНКА ЕМІСІЇ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТА ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ БАСЕЙНУ Р. СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ ВІД ДИФУЗНИХ ДЖЕРЕЛ.....	113
<i>Ю.А. Лузовіцька, Н.М. Осадча</i> ОСНОВНІ ДЖЕРЕЛА ДИФУЗНОГО НАВАНТАЖЕННЯ БІОГЕННИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ В БАСЕЙНІ Р. БОГУСЛАВКА.....	115
<i>Л.А. Ковальчук, Н.М. Осадча</i> МЕТОДИКА РОЗДІЛЕННЯ ВМІСТУ ГІДРОХІМІЧНИХ КОМПОНЕНТ НА ПРИРОДНУ ТА АНТРОПОГЕННУ СКЛАДОВУ ТА ВИЗНАЧЕННЯ РЕФЕРЕНТНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ .....	117
<i>Д.О. Клебанов, Н.М. Осадча, Н.С. Клебанова</i> ОЦІНКА СТАНУ ВОД НИЖНЬОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ДУНАЙ ЗА МІНЕРАЛІЗАЦІЄЮ ТА БІОГЕННИМИ ЕЛЕМЕНТАМИ, 1968-2016 РР. ....	119
<i>С.Н. Шумов, Н.М. Осадча</i> ВИЗНАЧЕННЯ РЕФЕРЕНТНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ ДЛЯ БАСЕЙНІВ РІЧОК ДНІСТЕР І ДЕСНА.....	121
<i>І.І. Ігнатенко</i> ФОРМИ ЗНАХОДЖЕННЯ МОЛІБДЕНУ У ДОННИХ ВІДКЛАДАХ ОЗЕРА ВЕРБНОГО .....	123
<i>С.В. Білецька, Н.М. Осадча</i> ІНТЕГРАЛЬНА ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД Р. РОСЬ .....	125
<i>Н.М. Осадча, Л.О. Чернишова, І.О. Шевчук, О.Г. Магльована, М.Ю. Литвин</i> ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНІ ДОСЛІДЖЕННЯ НА МАЛОМУ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОМУ ВОДОЗБОРІ Р. БОГУСЛАВКИ.....	126
<i>Л.В. Пархісенко</i> ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ОХОРОНИ ВОДНО-БОЛОТНИХ УГІДЬ .....	127
<i>Т.М. Серета, А.С. Місецький</i> ІНФОРМАТИВНІСТЬ ПАРАМЕТРІВ ФІТОСТОКУ (НА ПРИКЛАДІ ГИРЛА ДЕСНИ) .....	129
<i>В.І. Щербак, Н.Є. Семенюк, Н.П. Невмержицька, А.О. Лимар</i> ДІАТОМОВІ ВОДОРОСТІ ФІТОЕПІФІТОНУ ЯК БІОІНДИКАТОРИ ЯКОСТІ ВОДИ КАНІВСЬКОГО І КРЕМЕНЧУЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩ.....	131
<i>О.Л. Савицький</i> ВИЩА ВОДНА РОСЛИННІСТЬ ПОНИЗЗЯ Р. СУЛИ .....	133
<i>Н.Л. Шевцова</i> ЦИТОГЕНЕТИЧНИЙ МОНІТОРИНГ ОЧЕРЕТУ ЗВИЧАЙНОГО У ВОДОЙМАХ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ.....	135
<i>Ю. Ф. Громова, О. В. Мантурова</i> ФІТО- І ЗООПЛАНКТОН УРБАНІЗОВАНОЇ Р. ЛИБЕДІ В СУЧАСНИХ УМОВАХ .....	136
<i>О.В. Пашкова</i> ЗООПЛАНКТОН ДНІПРОВСЬКИХ ВОДОСХОВИЩ ЯК БІОЛОГІЧНИЙ ІНДИКАТОР ТЕМПЕРАТУРНИХ ФЛУКТУАЦІЙ (НА ПРИКЛАДІ ВЕРХНЬОЇ ЧАСТИНИ КАНІВСЬКОГО).....	138

<i>Л.В. Гулейкова</i> СУЧАСНИЙ СТАН ЗООПЛАНКТОНУ ВОДНОЇ СИСТЕМИ МАСИВУ КОНЧА-ЗАСПА.....	140
<i>Д.П. Ларіонова, О.А. Давидов</i> МІКРОФІТОБЕНТОС ВОДОЙМ МЕГАПОЛІСУ З РІЗНИМ СТУПЕНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.....	142
<i>В.В. Триліс, О.І. Цибульський</i> ВОДНІ МАКРОБЕЗХРЕБЕТНІ ПОНИЗЗЯ РІЧКИ СУЛА (БАСЕЙН ДНІПРА).....	144
<i>О.І. Цибульський, А.А. Силаєва</i> БЕЗХРЕБЕТНІ ЗООБЕНТОСУ ТА ЗООПЕРИФІТОНУ МАЛОЇ РІЧКИ В УРБАНІЗОВАНИХ УМОВАХ.....	146
<i>М.Т. Гончарова, І.М. Коновець, Ю.Г. Крот, Л.С. Кіпніс</i> ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ЗАВИСЛИХ У ВОДІ РЕЧОВИН ЗА ДОПОМОГОЮ БЕНТОСНИХ ОРГАНІЗМІВ РОДУ CHIRONOMUS.....	148
<i>Ю.М. Воліков, Т.С. Рибка, Є.В. Старосила, А.С. Сидляренко</i> ОЦІНКА ЕКОЛОГО-САНИТАРНОГО СТАНУ ОЗ. ОПЕЧЕНЬ НИЖНЕ (М.КИЇВ) ЗА ПОКАЗНИКАМИ ЛІТОРАЛЬНИХ УГРУПОВАНЬ ЛІТНЬОГО МАКРОЗООБЕНТОСУ .....	150
<i>Т.С. Рибка, Ю.М. Воліков, Є.В. Старосила</i> КОММЕНСАЛЬНЫЕ КРУГОРЕСНИЧНЫЕ ИНФУЗОРИИ (CILIOPHORA, PERITRICHIA) НА ПЛАНКТОННЫХ РАКООБРАЗНЫХ.....	152
<i>І.М. Коновець, М.Г. Мардаревич</i> ДОСЛІДЖЕННЯ ТЕМПЕРАТУРНОЇ РЕЗИСТЕНТНОСТІ DREISSENA BUGENSIS ПРИ РІЗНІЙ КОНЦЕНТРАЦІЇ РОЗЧИНЕНОГО КИСНЮ У СЕРЕДОВИЩІ .....	153
<i>О.К. Гайдаш, Л.В. Шевцова</i> ОЦІНКА ФІЛЬТРАЦІЙНОЇ ЗДАТНОСТІ ПОПУЛЯЦІЙ МОЛЮСКІВ РОДУ DREISSENA З РІЗНОЮ РОЗМІРНО-ВІКОВОЮ СТРУКТУРОЮ.....	155
<i>Ю.Г. Крот, Д.В. Медовник</i> ВЗАЄМОДІЯ РЕЗИДЕНТНИХ І МІГРУЮЧИХ ВИДІВ РИБ У МАЛИХ РІЧКАХ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ .....	157
<i>І.І. Абрам'юк, С.О. Афанасьєв, О.М. Летицька, А.М. Романь</i> ДО ХАРАКТЕРИСТИКИ СУЧАСНОГО СТАНУ ІХТІОФАУНИ РІЧКИ СТРИЙ .....	159
<i>О.О. Гупало, В.В. Триліс</i> СКЛАД ІХТІОФАУНИ ПОНИЗЗЯ Р. СУЛИ ЗА СУЧАСНИХ УМОВ ГІДРОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ .....	161
<i>В.О. Курченко, О.М. Маренков, О.С. Нестеренко</i> ГІДРОХІМІЧНІ УМОВИ РОЗМНОЖЕННЯ СОНЯЧНОГО ОКУНЯ В САМАРСЬКІЙ ЗАТОЦІ ЗАПОРІЗЬКОГО (ДНІПРОВСЬКОГО) ВОДОСХОВИЩА.....	163

## ГІДРОЛОГІЯ ТА ЕКОЛОГІЯ ПРИБЕРЕЖНОЇ СМУГИ МОРІВ І МОРСЬКИХ ГИРЛ РІЧОК

<i>Н.А. Берлинский, Т.А. Сафранов</i> ОСОБЕННОСТИ ИЗУЧЕНИЯ ЛАНДШАФТНО-ПРИРОДНЫХ КОМПЛЕКСОВ УСТЬЕВЫХ ОБЛАСТЕЙ РЕК УКРАИНЫ .....	165
<i>С.С. Дубняк, В.А. Жежеря</i> ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ СОЛОНОГО КЛИНУ В ГИРЛОВІЙ ДІЛЯНЦІ ДНІПРА В СУЧАСНИХ УМОВАХ.....	167

<i>Ю.П. Ільїн, Д.Ю. Ільїн, О.І. Ільїна, Д.О. Клебанов</i> ДОВГОТЕРМІНОВІ ЗМІНИ ГІДРОЛОГО-ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ ТА ПОКАЗНИКІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОД ПРИБЕРЕЖНИХ РАЙОНІВ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ.....	169
<i>Р.В. Гаврилюк</i> ЛЕДОВЫЕ ЯВЛЕНИЯ В ЧЕРНОМ И АЗОВСКОМ МОРЯХ И ИХ ПРОГНОЗ.....	170
<i>С.В. Иванов, И.Г. Рубан, Ю.С. Тучковенко</i> АТМОСФЕРНАЯ МОДЕЛЬ НАРМОНІЕ В СИСТЕМЕ ВОСПРОИЗВЕДЕНИЯ ЦИРКУЛЯЦИИ В ПРИБРЕЖНЫХ РАЙОНАХ МОРЯ.....	172
<i>В.І. Осадчий, В.В. Фомін, Ю.П. Ільїн, І.В. Будак, В.М. Шпиг</i> ОПЕРАТИВНА СИСТЕМА ПРОГНОЗУ МОРСЬКОГО ХВИЛЮВАННЯ У ПРИБЕРЕЖНІЙ СМУЗІ АЗОВСЬКОГО ТА ЧОРНОГО МОРІВ .....	174
<i>Ю.С. Тучковенко</i> РЕЗУЛЬТАТИ ІМІТАЦІЙНОГО МОДЕЛЮВАННЯ ВІДГІННО- НАГІННИХ КОЛИВАНЬ РІВНЯ МОРЯ У ПОРТАХ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я .....	175
<i>Д. В. Кушнір, Ю.С. Тучковенко, Ю. І. Попов</i> ВЕРИФІКАЦІЯ КОМПЛЕКСУ ІНТЕГРОВАНИХ ЧИСЕЛЬНИХ МОДЕЛЕЙ ДЛЯ ПРОГНОЗУВАННЯ МІНЛИВОСТІ ГІДРОФІЗИЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК У ПІВНІЧНО-ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ ЧОРНОГО МОРЯ.....	177
<i>А.А. Гуржий, В.И. Осадчий, О.И. Кордас, Е.И. Никифорович, Д.И. Черный</i> ПРОГНОЗИРОВАНИЕ РАСПОСТРАНЕНИЯ ПАССИВНЫХ ПРИМЕСЕЙ В УСТЬЕВЫХ ЭКОСИСТЕМАХ НА ОСНОВЕ МЕТОДА ЛАГРАНЖА.....	179

## РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

<i>О.В. Войцехович, Г.В. Лаптев, С.М. Обрізан</i> КОНЦЕПЦІЯ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ ОБ'ЄКТАМИ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС НА СУЧАСНОМУ ЕТАПІ.....	181
<i>Д.О. Бугай, Ю.І.Кубко, О.С.Скальський</i> РАДІОАКТИВНЕ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС: СУЧАСНИЙ СТАН, РАДІОЛОГІЧНІ РИЗИКИ І АКТУАЛЬНІ ПИТАННЯ ПЕРСПЕКТИВНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ .....	183
<i>В.В.Канівець, Г.А.Деркач, Г.В.Лісовий, Д.В.Кожем'якін</i> ДОСЛІДЖЕННЯ ПРОЦЕСІВ ТРАНСФОРМАЦІЇ РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС НА ПОЧАТКОВОМУ ЕТАПІ ВИВЕДЕННЯ ЙОГО ІЗ ЕКСПЛУАТАЦІЇ .....	184
<i>Г.Л.Лісовий, О.Ю.Сирота, Г.В.Лаптев</i> ДОСВІД ВИКОРИСТАННЯ ДРОНІВ ТА СУПУТНИКОВИХ ЗНІМКІВ ДЛЯ ВИВЧЕННЯ ДИНАМІКИ ТРАНСФОРМАЦІЇ ВОДОЙМИ-ОХОЛОДЖУВАЧА ЧАЕС...	185
<i>В.Ю. Саприкін, Д.О. Бугай, О.С. Скальський, С.П. Джепо</i> МОДЕЛЮВАННЯ ІНФІЛЬТРАЦІЙНИХ ПОТОКІВ ВОЛОГИ КРІЗЬ ГРУНТОВІ ЕКРАНИ УРАНОВИХ ХВОСТОСХОВИЩ.....	187
<i>К.О. Кориченський, О.В. Войцехович, Г.В. Лаптев, Т.В. Лаврова, С.В. Тодосієнко</i> МЕТОДИЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ОЦІНКИ ВОДНОЇ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ УРАНОВОГО РЯДУ У ПРИРОНОМУ СЕРЕДОВИЩІ ЗОН ВПЛИВУ ХВОСТОСХОВИЩ УРАНОВОГО ВИРОБНИЦТВА.....	188

<i>Т.В. Лаврова, С.Н. Шумов</i> СТАТИСТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА И РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В РАЙОНЕ ВЛИЯНИЯ БЫВШЕГО УРАНОВОГО ПРОИЗВОДСТВА.....	190
<i>Т.В. Лаврова, Г.В. Лаптев, О.В. Войцехович, В.В. Канивец, Г.А. Деркач</i> ОСАДКОНАКОПЛЕНИЕ И ФОРМИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ДНЕПРОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА РАДИОНУКЛИДАМИ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ОБЪЕКТОВ УРАНОВОГО НАСЛЕДИЯ.....	192
<i>Ю.Н. Сорока, А.И. Молчанов, А.А. Подрезов, М.Н. Сорока, Е.А. Каулько</i> МОНИТОРИНГ ПРИРОДНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ И ВРЕДНЫХ ХИМИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ В СБРОСНЫХ ШАХТНЫХ ВОДАХ ПРЕДПРИЯТИЯ ООО «ВОСТОК-РУДА» .....	194
<i>Ю.Н. Сорока, А.И. Молчанов, А.А. Подрезов, М.Н. Сорока, Е.А. Каулько</i> О ВОЗМОЖНОСТИ ОЧИСТКИ СБРАСЫВАЕМЫХ ШАХТНЫХ ВОД ОТ ПРИРОДНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ БИОЛОГИЧЕСКИМИ СИСТЕМАМИ .....	196
<i>Л.С. Пірнач, Г.В. Лаптев, Е.С. Тодосієнко</i> ВМІСТ РАДІОНУКЛІДІВ У ВОДНО-ГРУНТОВОМУ КОМПЛЕКСІ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ .....	198

НАУКОВЕ ВИДАННЯ

**VII Всеукраїнська наукова конференція “Проблеми гідрології, гіdroхімії, гідроекології”,  
присвячена 100-річчю від дня заснування Національної академії наук України  
(13-14 листопада 2018 р., м. Київ)**

**ТЕЗИ ДОПОВІДЕЙ**

Підп. до друку 05.10.2018. Формат 60x84/8. Папір офсетний. Друк офсетний.  
Умовн. друк. арк. 24,95. Тираж 200 пр. Зам. №24.

Український гідрометеорологічний інститут.  
03028, Київ-28, пр-т Науки, 37, т. (044) 525-12-50, 525-86-53

ТОВ НВП «Ніка-Центр». 03142, Київ, вул. Кржижановського, 4.  
т./ф. (044) 39-011-39; e-mail: psyhea9@gmail.com  
Свідоцтво про внесення до Державного реєстру суб'єктів  
видавничої справи ДК №1399 від 18.06.2003

Віддруковано у ТОВ НВП «Ніка-Центр»